

**SEMARNAT**  
SECRETARÍA DE  
MEDIO AMBIENTE  
Y RECURSOS NATURALES



## **Curso Contaminación por Arsénico**

C

AUTOR/INSTRUCTOR:  
SOFÍA E. GARRIDO HOYOS  
BEATRIZ GONZÁLEZ PÉREZ

INSTITUTO MEXICANO DE TECNOLOGÍA DEL AGUA

Información contenida en este material didáctico ha sido tomada de trabajos de investigación desarrollados en el Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA) por estudiantes de licenciatura, maestría y doctorado de diferentes universidades asociadas, así como proyectos desarrollados por el propio IMTA.

## **Colaboradores**

### Estudiantes

Ávila Nuñez Laura Olivia  
Canchola González Aline del Carmen  
García Mendoza Karina  
Gómez Álvarez José Luis  
Gómez Cruz Viridiana  
Navarro Solís Haydeana  
Paredes Ramírez Juan Luis  
Romero Velázquez Lourdes  
Salcedo Sánchez Edith  
Segura Beltrán Norberto  
Valenzuela Rosas Oliver  
Betsabe Flores  
Estefan

### Proyectos Subcoordinación de Potabilización, IMTA

Avilés Flores Martha  
Calderón Mólgora César  
González Herrera Arturo  
Martín Domínguez Alejandra  
Pérez Castrejón Sara  
Piña Soberanis Martín  
Lourdes Rivera Huerta

Elaboración de material didáctico: Octubre 2018  
Subcoordinación de Posgrado, IMTA  
Responsable: Sofía E. Garrido Hoyos.

## Contenido

1	ORIGEN HIDROGEOLOGICO DEL ARSÉNICO .....	9
1.1	Generalidades .....	9
1.2	Arsénico en la geosfera .....	9
1.3	Origen de arsénico en las aguas .....	12
1.4	Abundancia y distribución de arsénico en las aguas continentales superficiales y marinas. ....	12
1.4.1	Ríos .....	12
1.4.2	Lagos .....	13
1.4.3	Agua de mar y estuarios .....	13
1.4.4	Arsénico en las aguas continentales subterráneas .....	14
2	QUÍMICA DEL ARSÉNICO .....	18
2.1	Propiedades .....	18
3	TOXICIDAD DEL ARSÉNICO .....	26
3.1	Absorción .....	27
3.2	Distribución .....	27
3.3	Biotransformación .....	27
3.4	Excreción .....	28
3.5	Toxicodinamia .....	28
3.6	Mecanismos de toxicidad .....	29
3.7	Efectos adversos .....	29
3.7.1	Efectos agudos .....	29
3.7.2	Efectos crónicos .....	29
4	LEGISLACIÓN .....	32
4.1	Legislación Internacional .....	32
4.2	Legislación Mexicana .....	33
4.3	Residuos generados en la remoción de As en agua para uso y consumo humano, Normas Oficiales Mexicanas .....	34
4.4	Remediación .....	35
5	TECNOLOGÍAS PARA LA REMOCIÓN DE ARSÉNICO, CONCEPTOS BÁSICOS. ....	36
5.1	Tecnologías convencionales .....	37
5.1.1	Procesos de oxidación .....	37

5.1.2	Coagulación – Filtración – Sedimentación - Filtración.....	38
5.1.3	Filtración directa .....	44
5.1.4	Coagulación – microfiltración .....	45
5.1.5	Adsorción .....	48
5.2	Tecnologías alternativas .....	51
5.2.1	Bioadsorción.....	51
5.2.2	Membranas .....	53
5.2.3	Deionización capacitiva .....	59
6	TRATAMIENTO Y DISPOSICIÓN DE LODOS Y RESIDUOS PROVENIENTES DE LA REMOCIÓN DE ARSÉNICO.....	66
7	TÉCNICAS ANALÍTICAS DE DETERMINACIÓN DE ARSÉNICO .....	72
7.1	Colorimétricos.....	72
7.2	Fotométricos.....	73
7.3	Nuevas técnicas de determinación en campo.....	74
7.4	Espectrometría de absorción atómica.....	74
7.4.1	Técnicas espectrométricas atómicas .....	74
7.5	ICP-masas.....	75
7.6	Biosensores.....	76
7.7	Voltamperometría .....	77
7.7.1	Voltamperometría de redisolución anódica (ASV).....	78
7.7.2	Voltamperometría de redisolución catódica (CSV).....	78
7.8	Recomendaciones (Organización Mundial de la Salud).....	78
8	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	82

## Índice de tablas

Tabla 1. Minerales de arsénico más frecuentes.....	9
Tabla 2. Concentración de arsénico en algunos de los minerales más comunes.....	11
Tabla 3. Reacciones ácido base del arsénico .....	19
Tabla 4. Comparación de la toxicidad aguda de los compuestos arsenicales .....	29
Tabla 5. Límites máximos permitidos y valores guía adoptados por distintos organismos internacionales y nacionales .....	33
Tabla 6. Cumplimiento gradual en la reducción de arsénico en agua. ....	34
Tabla 7. Normatividad para el arsénico NOM-052-SEMARNAT-2005.....	34
Tabla 8. Normatividad para el arsénico en biosólidos NOM-004-SEMARNAT-2002 .....	35
Tabla 9. Normatividad para el arsénico remediación de suelos NOM-141-SEMARNAT/SSA1-2004.....	35
Tabla 10. Ventajas y desventajas de los procesos de remoción de arsénico .....	64
Tabla 11. Tecnologías disponibles para la eliminación de arsénico de agua para uso y consumo humano .....	65
Tabla 12. Residuos generados en las tecnologías de remoción de As (Adaptada por Garrido, 2015 de Amyetal.,1999) .....	66

## Índice de figuras

Figura 1. Distribución de arsénico en las aguas.....	13
Figura 2. Distribución mundial de acuíferos con altos contenidos en arsénico.....	15
Figura 3. Arsénico en México.....	17
Figura 4. Arsénico “brillante”: tamaño 0.4”, pureza 99.9% .....	18
Figura 5. Diferencia en la Configuración Molecular del Arsenato y Arsenito. ....	19
Figura 6. Especies predominantes del arsenato (As(V)) en función del pH del agua. ....	22
Figura 7. Especies predominantes del arsenito (As(III)) en función del pH del agua. ....	25
Figura 8. Diferentes vías de alimento y agua por las que el arsénico puede entrar al cuerpo humano.....	26
Figura 9. Biotransformación del arsénico (Valenzuela 2010 de Heck et al, 2009).....	28
Figura 10. Lesiones causadas por ingerir agua contaminada con arsénico (H.A.C.R.E) en la Comarca Lagunera .....	31
Figura 11. Procesos de separación en función de la magnitud principal a determinar y aplicación.....	37
Figura 12. Diagrama de flujo de una planta de potabilización convencional para la remoción de As. ....	38
Figura 13. Filtración directa con filtros a presión. ....	45
Figura 14. Filtración directa con filtros por gravedad.....	45
Figura 15. Diagrama de flujo típico de la microfiltración asistida por coagulación .....	46
Figura 16. Diagrama de planta de adsorción en medios específicos (dióxido de titanio)..	50

Figura 17. Bioadsorción de metales pesados .....	52
Figura 18. Estructura de la pectina. ....	53
Figura 19. Mecanismos de rechazo de sistemas de filtración .....	55
Figura 20. Esquema del proceso de nanofiltración .....	57
Figura 21. Proceso de deionización capacitiva: (a) atracción de iones hacia los electrodos de carga opuesta, por la aplicación de una diferencia de potencial; (b) repulsión de iones por cambio de polaridad en la celda. ....	60
Figura 22. Diagrama de flujo del equipo DesEL-400 de deionización capacitiva .....	61
Figura 23. Esquematación de tratamientos de remoción de Arsénico y posibles residuos .....	67
Figura 24. Kit comercial determinación de arsénico, métodos colorimétricos.....	72
Figura 25. Principio de funcionamiento determinación de sustancias método fotométrico	73
Figura 26. Kit comercial, Método fotométrico 0.001 - 0.100 mg/L As Spectroquant®.....	73
Figura 27. Método no convencional para la cuantificación de arsénico de la marca Wagtech Arsenator Digital Kit .....	74
Figura 28. Rangos aproximados de los límites de detención en $\mu\text{g/L}$ .....	75
Figura 29. Esquema de Espectrómetro de Masas con Plasma Inductivamente acoplado, ICP-MS .....	76
Figura 30. Mecanismo de determinación de As con biosensores.....	76
Figura 31. Clasificación de métodos analíticos para sustancias inorgánicas en función de su complejidad.....	79
Figura 32. Clasificación de métodos analíticos para sustancias orgánicas en función de su complejidad .....	79
Figura 33. Capacidad de detección analítica de sustancias inorgánicas para las que se han establecido valores de referencia, por tipo de fuente .....	80
Figura 34. Límites de detección de arsénico establecidos de acuerdo a la técnica de determinación. ....	81

## INTRODUCCIÓN

---

### Problemática del agua en México y Calidad del agua

El agua sin duda es un factor estratégico para el desarrollo. Es considerada en la actualidad un recurso multifuncional y escaso, y su importancia la convierte en un factor decisivo de la calidad de vida de los pueblos. Debido a esto, uno de los principales desafíos que enfrentan los países a nivel mundial es el abastecimiento de agua en cantidad y calidad adecuada para sus habitantes.

Las naciones unidas han declarado un derecho humano al acceso a agua potable segura por las poblaciones de todo el planeta. A pesar de ello un importante porcentaje de la población rural de nuestro país carece de este acceso y está particularmente afectada por enfermedades hídricas (Bundschuh et al, 2008). Se considera que de 653 acuíferos en México, el 80% contienen agua de buena calidad, pero se identifican 40 de ellos con cierta degradación provocada por actividades de origen humano y por causas de origen natural; 17 tienen intrusión marina y 32 presentan problemática de salinización de suelos y aguas subterráneas salobres. (PNH, 2013).

En México, el suministro de agua potable y saneamiento es un factor significativo en la salud de la población, su acceso reduce la mortalidad y la morbilidad, especialmente la infantil. La falta de ella ocasiona, en gran medida, las enfermedades de transmisión hídrica como la hepatitis viral, la fiebre tifoidea, cólera, tracoma, disentería y otras causantes de diarrea. Adicionalmente se han detectado afecciones resultantes del consumo de agua con componentes químicos tóxicos, tales como arsénico, nitratos o flúor en concentraciones que rebasan las normas. (Bundschuh y Littter, 2010).

Entre los contaminantes presentes en aguas subterráneas y superficiales, especialmente las utilizadas para consumo humano y producción de alimentos, el arsénico (As) ocupa un lugar relevante debido al impacto sobre la salud que trae aparejada su ingesta (Bundschuh et al, 2008).

La mayoría de los problemas de contaminación hídrica por arsénico (As) en el mundo son el resultado de la movilización y retención del elemento, que ocurre en condiciones naturales en una amplia variedad de sistemas ambientales naturales, tanto en condiciones oxidantes como reductoras y antropogénicas como plaguicidas, pesticidas, conservadores de madera y actividad minera principalmente. Las concentraciones en cuerpos de agua varían desde menos de 0.001 mg/L, en aguas superficiales sin interferencias, hasta más del 400 mg/L en ríos y lagos afectados por aguas residuales geotermales e industriales. Las concentraciones en acuíferos (aguas subterráneas) también son muy variables, desde valores muy bajos hasta varios mg/L (Bundschuh y Littter, 2010).

En cuanto al arsénico se refiere, en México, la exposición crónica al agua subterránea con As, extraída de acuíferos sedimentarios, comenzó a ser descripta en 1958 como un problema endémico en la Comarca Lagunera (estados de Durango y Coahuila). En 1962, 40 casos severos y una muerte fueron reportados en el área urbana de Torreón Coahuila. Más tarde se encontró que la presencia de As en agua potable proveniente de fuentes de agua subterránea era un problema en muchos otros estados como Baja California, Zacatecas, Morelos, Aguascalientes, Chihuahua, Puebla, Nuevo León, Guanajuato, Jalisco, Oaxaca y San Luis Potosí, donde se encontraron concentraciones de As que excedían los valores nacionales regulatorios para agua potable. Con base en el límite nacional regulatorio anterior (0.050 mg/L), se tenía una estimación de población expuesta alrededor de 450,000. Si se considera el límite actual (0.025 mg/L), este número puede ser significativamente más alto. (Bundschuh y Littler, 2010).

Dentro de los compuestos arsenicales inorgánicos más comunes destacan la arsina, arsenatos y arsenitos que se presentan en la atmósfera, en el agua y suelo, combinados con elementos como el plomo, zinc, hierro, antimonio, azufre, cobre, plata y oro (Soto, 2004).

En varios estados de la república mexicana se han presentado casos sobre los efectos que tiene el consumir agua contaminada con arsénico entre los que se encuentran; enfermedades cancerígenas en diversos órganos del cuerpo y la toxicidad crónica a la cual se le denomina Hidroarsenicismo Crónico Regional Endémico (HACRE), (Gaioli et al., 2009).

Resulta importante mencionar que las normas vigentes en este tema no consideran algunos contaminantes, tienen umbrales estrictos que dificultan su cumplimiento para la realidad mexicana y existen parámetros oficiales que no se miden. (PNH, 2013).

## 1 ORIGEN HIDROGEOLÓGICO DEL ARSÉNICO

### 1.1 Generalidades

El arsénico es un elemento químico del Grupo V del Sistema Periódico. De color gris y apariencia metálica y brillante, el arsénico posee escasas propiedades metálicas y se encuentra ampliamente distribuido en la naturaleza, constituyendo aproximadamente un 5x10<sup>-4</sup>% de la corteza terrestre. Su comportamiento químico es complejo y forma numerosos compuestos arsenicales, tanto orgánicos como inorgánicos. El As presente en el medioambiente proviene de fuentes naturales, generalmente asociadas a procesos geológicos o de origen antropogénico.

En forma orgánica, es el menos tóxico e incluso útil para la vida. Sin embargo, en su forma inorgánica es tóxica, arsénico ácido As(III) o altamente tóxico y ácido arsénico As(V) menos tóxico. Se encuentra en todos los compartimientos ambientales biológicos y geológicos del mundo, incluyendo en el agua. La forma de As(III) está presente en la reducción de los entornos, especialmente donde se forman las rocas metamórficas. Estas rocas llegan a la superficie y luego se filtran por los ríos que son ambientes oxidantes, liberando principalmente formas As(V) en agua.

### 1.2 Arsénico en la geosfera

El arsénico en la geosfera aparece como un constituyente principal en más de 200 minerales (As nativo, arseniuros, sulfuros, óxidos, arsenatos y arsenitos), aunque apenas una docena son relativamente frecuentes (Tabla 1).

Tabla 1. Minerales de arsénico más frecuentes.

Mineral	Composición	Ocurrencia
Arsénico nativo	As	Venas hidrotermales
Niccolita	NiAs	Filones y noritas
Realgar	AsS	Filones, muchas veces asociado con oropimente, arcillas y carbonatos en "hot springs"
Oropimente	As <sub>2</sub> S <sub>3</sub>	Venas hidrotermales, "hot springs". También como producto de sublimación de emanaciones volcánicas
Cobaltita	CoAsS	Depósitos de alta temperatura, rocas metamórficas
Arsenopirita	FeAsS	Es el mineral de As más abundante. Muy frecuente en filones

Mineral	Composición	Ocurrencia
Tennantita	$(\text{Cu,Fe})_{12}\text{As}_4\text{S}_{13}$	Venas hidrotermales
Enargita	$\text{Cu}_3\text{AsS}_4$	Venas hidrotermales
Arsenolita	$\text{As}_2\text{O}_3$	Mineral secundario formado por oxidación de arsenopirita, arsénico nativo y otros minerales de arsénico
Claudetita	$\text{As}_2\text{O}_3$	Mineral secundario formado por oxidación de realgar, arsenopirita, y otros minerales de arsénico
Escorodita	$\text{FeAsO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	Mineral secundario
Annabergita	$(\text{Ni,Co})_3(\text{AsO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$	Mineral secundario
Hoernesita	$\text{Mg}_3(\text{AsO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$	Mineral secundario, en escorias
Hematolita	$(\text{Mn,Mg})_4\text{Al}(\text{AsO}_4)(\text{OH})_8$	Mineral en fisuras de rocas metamórficas
Conicalcita	$\text{CaCu}(\text{AsO}_4)(\text{OH})$	Mineral secundario
Farmacosiderita	$\text{Fe}_3(\text{AsO}_4)_2(\text{OH})_3 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$	Producto de oxidación de arsenopirita y otros minerales de arsénico

Fuente: Lilo (2007)

Aunque no como componente mayoritario, el arsénico también se encuentra en concentraciones variables formando parte de un gran número de minerales, tanto primarios como secundarios. Las mayores concentraciones de arsénico aparecen en sulfuros como pirita, calcopirita, galena y marcasita (Tabla 2), donde el arsénico se encuentra sustituyendo al azufre en la estructura. En estos minerales, el contenido de arsénico puede superar el 10% en peso del mineral (Baur y Onishi, 1969). La pirita es el sulfuro más frecuente en la naturaleza, ya que además de formarse en ambientes hidrotermales, también se forma en medios sedimentarios de baja temperatura en condiciones reductoras. Esta pirita autigénica juega, como veremos más adelante, un importante papel en el ciclo geoquímico del arsénico, al encontrarse en una gran variedad de ambientes, incluyendo ríos, lagos, fondos marinos, y acuíferos, donde al formarse puede incorporar arsénico en su estructura, y donde, al variar las condiciones del medio, puede oxidarse y liberar ese arsénico.

Otros minerales donde puede encontrarse arsénico en concentraciones apreciables son los óxidos y oxihidróxidos, sobre todo los de hierro (Tabla 2), y en menor proporción los de manganeso y aluminio, fases minerales donde puede estar formando parte de la estructura o adsorbido en su superficie. La adsorción de As(V) en oxihidróxidos de hierro, como plantearíamos más adelante, es el mecanismo más efectivo de retención de arsénico en la fase sólida. Los fosfatos son otro grupo de minerales que pueden tener contenidos relativamente altos de arsénico (por ejemplo, el apatito, Tabla 2). El arsénico puede sustituir a  $\text{Si}^{4+}$ ,  $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$  y  $\text{Ti}^{4+}$  en muchas estructuras minerales, encontrándose de esta manera

en muchos minerales formadores de rocas, si bien en concentraciones muy bajas. Por ejemplo, la mayoría de los silicatos contienen alrededor de 1 mg/L o menos (Baur y Onishi, 1969, Tabla 2). Los carbonatos (calcita, dolomita y siderita) normalmente tienen menos de 10 mg/L (Boyle y Jonasson, 1973, Tabla 2).

Tabla 2. Concentración de arsénico en algunos de los minerales más comunes.

Mineral	Concentración de As (mg/L)
<b>Sulfuros:</b>	
Pirita	100–77.000
Pirrotina	5–100
Galena	5–10.000
Esfalerita	5–17.000
Calcopirita	10–5000
<b>Óxidos:</b>	
Hematites	Hasta 160
Óxidos de Fe	Hasta 2000
Oxihidróxido de Fe(III)	Hasta 76.000
Magnetita	2,7–41
<b>Silicatos:</b>	
Cuarzo	0,4–1,3
Feldespato	<0,1–2,1
Biotita	1,4
Anfíbol	1,1–2,3
Olivino	0,08–0,17
Piroxeno	0,05–0,8
<b>Carbonatos:</b>	
Calcita	1–8
Dolomita	<3
Siderita	<3
<b>Sulfatos:</b>	
Yeso/Anhidrita	<1–6
Barita	<1–12
Jarosita	34–1000

<b>Fosfatos:</b>	
Apatito	<1-1000

(Baur y Onishi, 1969, Boyle y Jonasson, 1973, y Pichler et al., 1999).

### 1.3 Origen de arsénico en las aguas

El fenómeno de la existencia de contenidos altos de arsénico de origen natural en las aguas está controlado por tres factores: la fuente primaria de arsénico (geosfera y atmósfera), los procesos de movilización/retención de arsénico en la interacción entre la fase sólida y la fase líquida, y el transporte de arsénico como especie acuosa en el seno del agua. Respecto al primer factor, una de las características comunes en la mayor parte de los acuíferos con contenidos altos de arsénico no asociados a procesos geotermales, ni a depósitos minerales, ni a un origen antropogénico, es que los materiales que forman el acuífero tienen contenidos en arsénico próximos a los valores considerados como contenido medio de fondo (0,5-1.0 mg/L en areniscas, 13 mg/L en arcillas y pizarras, 1-1,5 mg/L en carbonatos). En otras palabras, contenidos elevados de arsénico en las aguas subterráneas no se asocia, por lo general, a materiales con contenidos altos de arsénico (BGS y DPHE, 2001; Smedley y Kinniburgh, 2002).

### 1.4 Abundancia y distribución de arsénico en las aguas continentales superficiales y marinas.

#### 1.4.1 Ríos

Los valores de fondo de contenido de arsénico en ríos (Figura 1) son relativamente bajos, en general, inferiores a 0,8 µg/L aunque pueden variar dependiendo de factores como recarga (superficial y subterránea), litología de la cuenca, drenaje de zonas mineralizadas, clima, actividad minera y vertidos urbanos o industriales. Por ejemplo, en áreas de clima árido, el aumento de la concentración de arsénico en las aguas superficiales se ve favorecido por procesos de evaporación, que además provocan un aumento en la salinidad y pH de las aguas. El proceso de saturación evaporativa ha causado, en parte, las concentraciones extremadamente altas (190–21,800 µg /L) observadas por Cáceres *et al.* (1992) en el río Loa en el norte chileno. En relación a procesos asociados con la circulación geotermal, en el área de Waikato (Nueva Zelanda) se han observado concentraciones en el rango 28-36 µg/L (McLaren and Kim, 1995). Se han citado valores de concentración de arsénico de hasta 370 µg/L en zonas de influencia de sistemas geotermales (Río Madison, sistema de Yellowstone, Nimick et al., 1998). Las corrientes fluviales de zonas mineras o con mineralizaciones muestran contenidos altos de arsénico, generalmente en el rango de 200-400 µg/L (Smedley et al., 1996), que no siempre han de tener un origen exclusivamente antropogénico (Oyarzun et al., 2004). En el caso de drenaje ácido de minas, se han citado en la literatura contenidos de arsénico muy variables, en ocasiones extremadamente altos,

de hasta 850.000  $\mu\text{g/L}$  (Nordstrom y Alpers, 1999). Las concentraciones altas de arsénico en aguas fluviales también pueden ser el resultado de la contaminación por vertidos, que dan lugar a un variado rango de concentraciones dependiendo del tipo de vertido, distancia del foco emisor, etc.

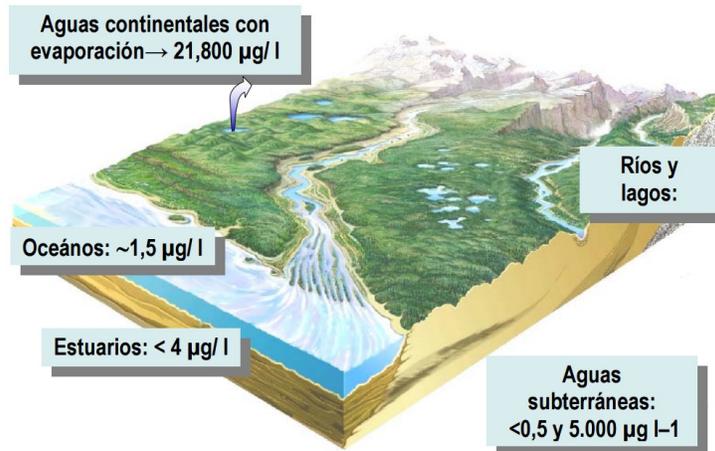


Figura 1. Distribución de arsénico en las aguas (Lilo, 2007).

#### 1.4.2 Lagos

Los valores de fondo de contenido de arsénico en aguas lacustres no difieren mucho de los observados en ríos (Figura 1), al estar básicamente controlados por los mismos factores (Smedley y Kinniburgh, 2002), excepto en lo que se refiere a la dinámica del agua. La circulación restringida de agua en los lagos tiene como consecuencia que determinados procesos geoquímicos son facilitados. Consideremos, como ejemplo, los procesos evaporativos en lagos de climas áridos (Maest *et al.*, 1992). O la propia estratificación de algunos lagos en términos redox, con la existencia de un ambiente relativamente oxigenado en el epilimnion y de condiciones anóxicas en el hipolimnion, lo que determinará a su vez una estratificación relativa a la especiación de arsénico, con tendencia al predominio de  $\text{As(V)}$  en el epilimnion y  $\text{As(III)}$  en el hipolimnion, además de una variación de la concentración de arsénico con la profundidad (Azcué y Nriagu, 1995), aunque como han demostrado Newman *et al.* (1998), la especiación de arsénico en los lagos no siempre sigue esas pautas.

#### 1.4.3 Agua de mar y estuarios

El valor medio de la concentración de arsénico en el agua de mar abierto presenta, por lo general, muy pocas variaciones situándose en torno a 1.5  $\mu\text{g/L}$  (Figura 1) (Navarro *et al.* 1993). Contrastando con esos valores, las concentraciones en medios estuarinos son más variables, como resultados de los aportes de las aguas continentales y variaciones locales de salinidad y gradientes redox, si bien siguen estando en la mayor parte de los casos, no afectados antropogénicamente, por debajo de 4  $\mu\text{g/L}$ . En esos ambientes mixtos tienen

lugar procesos fisicoquímicos complejos como consecuencia de la mezcla de aguas de distinta naturaleza en cuanto a densidad, temperatura, pH, salinidad, procesos que pueden controlar la entrada de arsénico procedente de tierra firme al mar (por ejemplo, la floculación de coloides formados por óxidos de hierro en la interfase agua dulce-agua salada contribuye a reducir el flujo de arsénico al mar (Cullen y Reimer, 1989).

#### 1.4.4 Arsénico en las aguas continentales subterráneas

En general, los valores de fondo de concentración de arsénico en aguas subterráneas son, para la mayoría de los casos, inferiores a 10  $\mu\text{g/L}$  (Edmunds *et al.*, 1989; Welch *et al.*, 2000). Sin embargo, los valores citados en la literatura para aguas en condiciones naturales definen un rango muy amplio entre <0,5 y 5.000  $\mu\text{g/L}$  (Smedley y Kinniburgh, 2002). Las concentraciones altas no se restringen a determinadas condiciones o ámbitos, apareciendo en acuíferos en condiciones oxidantes y de pH alto, acuíferos en condiciones reductoras, acuíferos con circulación geotermal, acuíferos afectados por procesos ligados a la actividad minera o relacionados con depósitos minerales, y acuíferos ligados a otros procesos antropogénicos (actividad industrial, asentamientos urbanos, actividad agropecuaria, etc). Sin embargo, la mayor parte de los acuíferos con contenidos altos de arsénico tienen un origen ligado a procesos geoquímicos naturales. A diferencia de la contaminación antropogénica, la cual genera una afección de carácter más local, la ocurrencia de concentraciones altas de arsénico de origen natural afecta a grandes áreas. Los numerosos casos de “contaminación” natural de aguas subterráneas por arsénico que existen en el mundo están relacionados con ambientes geológicos muy diferentes: metasedimentos con filones mineralizados, formaciones volcánicas, formaciones volcano-sedimentarias, distritos mineros, sistemas hidrotermales actuales, cuencas aluviales terciarias y cuaternarias, etc. (BGS y DPHE, 2001; Boyle *et al.*, 1998; Smedley y Kinniburgh, 2002).

Se han identificado un gran número de áreas con aguas subterráneas que presentan contenidos de arsénico superiores a 50  $\mu\text{g/L}$  (Figura 2) en distintos lugares del planeta. Los problemas más importantes citados en la literatura se sitúan en Argentina, Bangladesh, Nepal, Chile, China, Hungría, India (Bengala Oeste), México, Rumania, Taiwan, Vietnam y EE.UU., siendo en este último país y en Bangladesh donde han sido objeto de estudios más profundos. Además, se encuentran otras áreas, directamente relacionadas con procesos hidrotermales en Argentina, Chile, Japón, Nueva Zelanda, EE.UU., Islandia, Francia, Dominica y Kamchatka. Áreas con problemas de arsénico en relación a depósitos minerales y minería han sido reconocidas en numerosas partes del mundo, siendo los casos más sobresalientes los de Ghana, Grecia, Tailandia, Chile y EE.UU.

Uno de las peculiaridades más notables del problema del arsénico de origen natural en las aguas subterráneas, es que no siempre hay una relación directa entre el alto contenido en arsénico en el agua y un alto contenido en arsénico en los materiales que constituyen el acuífero. De hecho, como a continuación se expondrá, no existe un modelo geológico/hidrogeológico común para todas las ocurrencias identificadas, encontrándose

aguas con arsénico en situaciones muy variadas, tanto en condiciones reductoras como en condiciones oxidantes, o en acuíferos sobreexplotados, tanto en zonas áridas como en zonas húmedas, o tanto en acuíferos superficiales libres como en acuíferos profundos confinados. Esta variedad de situaciones viene definida por la peculiaridad de las circunstancias y procesos que concurren en cada uno de los casos, o en otras palabras, la presencia de arsénico en cada caso es la consecuencia de un ambiente geoquímico y unas condiciones hidrogeológicas específicos para ese caso.

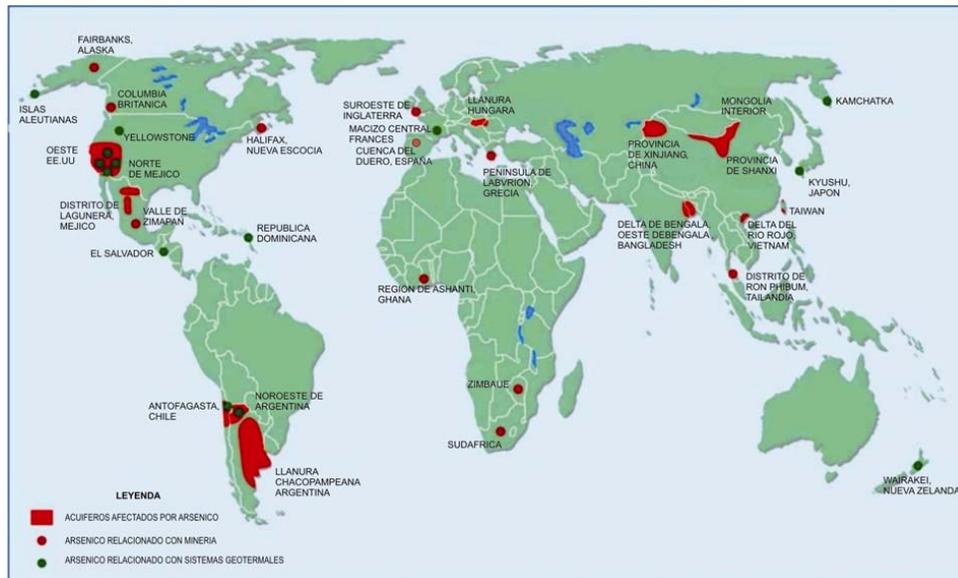


Figura 2. Distribución mundial de acuíferos con altos contenidos en arsénico.  
(Modificado de BGS y DPHE, 2001; Smedley y Kinniburgh, 2002, en Lili 2007).

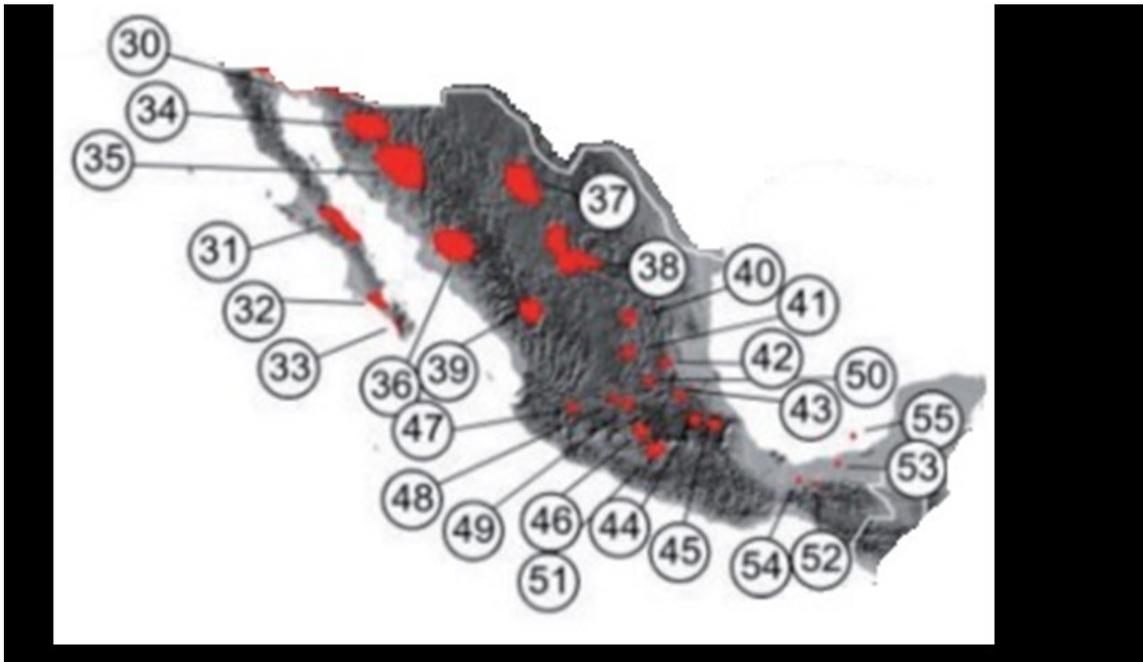
Con respecto al territorio mexicano posee, características geológicas y tectónicas que propician la presencia de arsénico en aguas subterráneas de diversas zonas. Investigaciones efectuadas a través de los años en nuestro país, han revelado orígenes en su mayoría asociados a mineralización, procesos de evaporación, adsorción desorción, y a sistemas hidrotermales (Armienta *et al.*, 2007; Esteller *et al.*, 2015).

La complejidad geológica de México se refleja en la variación de los contenidos y orígenes del As en el agua subterránea entre distintas áreas del país. En localidades mineras como Zimapán, en la zona central, coexisten fuentes naturales y antropogénicas asociadas a la mineralización y a los procesos de extracción y al beneficio de minerales de Ag, Pb y Zn que se han desarrollado desde la época colonial (Armienta *et al.*, 2008).

La detección de la presencia de concentraciones de arsénico superiores a las normas en algunos acuíferos ha sido posible gracias a un importante número de estudios técnicos realizados principalmente por CONAGUA (CONAGUA, 1999; CONAGUA, 2004; CONAGUA, 2005). Estos estudios técnicos han ayudado a identificar tres ambientes hidrogeológicos donde se presentan altas concentraciones de arsénico en el agua subterránea: acuíferos aluviales del norte y centro de México, distritos mineros en distintas

partes del país y aguas geotérmicas asociadas a rocas volcánicas relativamente jóvenes del centro de México (Smedley, 2003; Smedley y Kinniburgh, 2002). En regiones mineras, principalmente las ubicadas en el cinturón de Ag, Pb y Zn, el desarrollo de procesos geoquímicos como la oxidación de arsenopirita y de otros minerales que contienen arsénico, y la disposición inadecuada de los residuos de las operaciones de explotación y procesamiento han ocasionado problemas de contaminación en las aguas subterráneas. El problema que representa la presencia regional de As aparece principalmente en acuíferos granulares de zonas áridas y semiáridas de México, como son la ciudad de Durango (Ortiz *et al.*, 1998) y la ciudad de San Luis Potosí (Sarabia, 1989; Díaz Barriga *et al.*, 1997). La Comisión Nacional del Agua (Soto *et al.*, 2004) reconoce problemas locales de As en diferentes acuíferos granulares del centro y noroeste de México.

La Figura 3 muestra los sitios en México en donde se ha encontrado presencia de arsénico.



- |    |  |    |  |
|----|--|----|--|
| 30 | Área geotérmica de Cerro Prieto (edo. de Baja California)  | 43 | Zimapán (edo. de Hidalgo)                        |
| 31 | <b>San Ignacio Mulegé, Sierra Guadalupe, (edo. De Baja California Sur)</b>                                 | 44 | Área geotermal de Acoculco area (edo. de Puebla) |
| 32 | <b>Sierra El Mechudo, comunidades de San Juan de la Costa y Punta Coyote (edo. de Baja California Sur)</b> | 45 | Área geotermal Los Humeros (edo. de Puebla)      |
| 33 | <b>San Antonio-El Triunfo (edo. de Baja California Sur)</b>  | 46 | Área geotermal Los Azufres (edo. de Michoacán)   |
| 34 | Caborca, Magdalena (edo. de Sonora)  | 47 | Altos de Jalisco (edo. de Jalisco)               |
| 35 | Hermosillo (edo. de Sonora)  | 48 | ) Salamanca (edo. de Guanajuato)                 |
| 36 | Etchojoa (edo. de Sonora)  | 49 | Acámbaro (edo. de Guanajuato)                    |
| 37 | Meoqui, Delicias, Julimes, Camargo, Jimenes (edo. de Chihuahua)  | 50 | Independencia (edo. de Guanajuato)               |
| 38 | Comarca Lagunera (edos. de Durango y Coahuila)   | 51 | Tlamacazapa (edo. de Guerrero)                   |
| 39 | Valle del Guadiana (ciudad de Durango y alrededores) (edo. de Durango)                                     | 52 | Cactus-Sitio Grande (edo. de Tabasco)            |
| 40 | Santa Ma. de la Paz (edo. de San Luis Potosí)  | 53 | Luna-Sen (edo. de Tabasco)                       |
| 41 | Morales en la ciudad de San Luis Potosí (edo. de San Luis Potosí)  | 54 | Jujo-Tecominoacán (edo. de Tabasco)              |
| 42 | Río Verde (edo. de San Luis Potosí)  | 55 | Pol-Chuc-Abkatún (edo. de Tabasco)               |

Figura 3. Arsénico en México  
(Adaptado de Litter *et al.*, 2010).

## 2 QUÍMICA DEL ARSÉNICO

### 2.1 Propiedades

El arsénico es un elemento natural que pertenece al grupo VA de la tabla periódica (As, número atómico 33, peso atómico 74.922). Se presenta en estado sólido principalmente en forma de sulfuros. Por su posición en dicho grupo, muestra propiedades intermedias entre los metales y no metales (metaloide), aunque por su electronegatividad y energía de ionización predominan las características de no metal y forma más fácilmente aniones que cationes. Por su posición en la tabla periódica, este elemento presenta un comportamiento químico similar al del fósforo, hecho que conlleva múltiples implicaciones tanto a nivel edáfico como sobre la toxicidad del arsénico en las plantas.

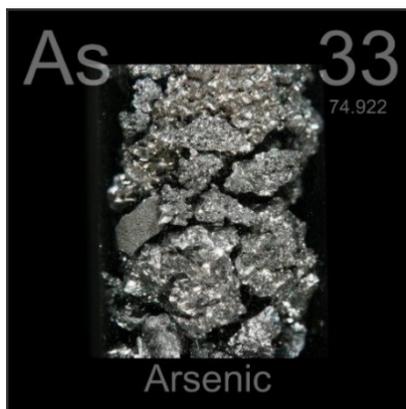


Figura 4. Arsénico “brillante”: tamaño 0.4”, pureza 99.9%  
(Foto: Dave Roberts of DePauw University)

Presenta cuatro estados de oxidación (+5, +3, 0, -3) y bajo condiciones normales siendo los más comunes sus estados trivalentes  $\text{As}^{3+}$  (arsenitos) y pentavalente  $\text{As}^{5+}$  (arsenatos). En aguas naturales de pH 5 a 9 predominan las especies  $\text{H}_2\text{AsO}_4^-$ ,  $\text{HAsO}_4^{2-}$ ,  $\text{H}_3\text{AsO}_3$  y  $\text{H}_2\text{AsO}_3^-$ . Su carácter químico está determinado por el hecho de que cambia rápidamente de un estado de oxidación a otro, a través de reacciones químicas o biológicas que ocurren en el ambiente. Así, el control del equilibrio en la solubilidad y movilidad del arsénico depende de las condiciones de óxido-reducción, el pH y la actividad biológica entre otras.

El arsénico en sus estados de oxidación As(III) y As(V) tiene propiedades ácido – base, es decir, dependiendo del pH del agua el As(III) y el As(V) son capaces de ceder o aceptar 3 protones. (Tabla 3).

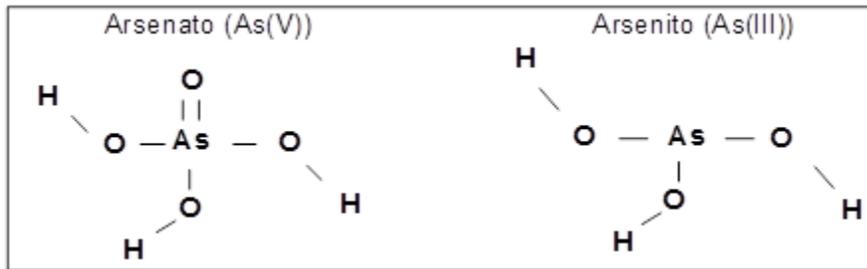


Figura 5. Diferencia en la Configuración Molecular del Arsenato y Arsenito.

Tabla 3. Reacciones ácido base del arsénico

Reacción ácido-base	log K	log K a pH 7
$H_3AsO_4 = H_2AsO_4^- + H^+$	-2.3	4.7
$H_3AsO_4 = HAsO_4^{2-} + 2H^+$	-9.4	4.5
$H_3AsO_4 = AsO_4^{3-} + 3H^+$	-21.1	-0.1
$H_3AsO_3 = H_2AsO_3^- + H^+$	-9.1	-2.1
$H_3AsO_3 = HAsO_3^{2-} + 2H^+$	-23.8	-9.8
$H_3AsO_3 = AsO_3^{3-} + 3H^+$	-39.5	-18.5
Formación de complejos	log K	log K a pH 7
$3H_3AsO_3 + 6HS^- + 5H^+ = As_3S_4(HS)^2- + 9H_2O$	72.3	37.3
$H_3AsO_3 + 2HS^- + H^+ = AsS(OH)(HS)^- + 2H_2O$	18.0	-11
Óxido Reducción	log K	log K a pH 7
$H_3AsO_4 + 2H^+ = H_3AsO_3 + H_2O$	22.5	8.5
$H_3AsO_3 + H_2O = H_3AsO_4 + 2H^+ + 2e^-$	18.8	-4.8
Adsorción e intercambio iónico	log K	log K a pH 7
$Hfo\_wOH + AsO_4^{3-} = Hfo\_wOHAsO_4^{3-}$	10.6	10.6
$Hfo\_wOH + AsO_4^{3-} + 2H^+ = Hfo\_wHAsO_4^{3-} + H_2O$	23.5	9.5
$Hfo\_wOH + AsO_4^{3-} + 3H^+ = Hfo\_wH_2AsO_4^- + H_2O$	29.3	8.3
$Hfo\_wOH + H_3AsO_3 = Hfo\_wH_2AsO_3 + H_2O$	5.4	5.4
Disolución --- precipitación	log K	log K a pH 7
$As_2O_3 + 3H_2O = 2H_3AsO_3$	-1.3	-1.3
$As_2O_3 + 3H_2O = 2H_3AsO_3$	-1.4	-1.4
$As_4O_6 + 6H_2O = 4H_3AsO_3$	-2.8	-2.8

Reacción ácido-base	log K	log K a pH 7
$As_4O_6 + 6H_2O = 4H_3AsO_3$	-3.1	-3.1
$AsS + 3H_2O = H_3AsO_3 + HS^- + 2H^+ + e^-$	-19.7	-5.7
$AsI_3 + 3H_2O = H_3AsO_3 + 3I^- + 3H^+$	4.2	16.8
$Ca_3(AsO_4)_2 \cdot 4H_2O = 3Ca^{+2} + 2AsO_4^{-3} + 4H_2O$	-18.9	-18.9
$FeAsO_4 \cdot 2H_2O = Fe^{+3} + AsO_4^{-3} + 2H_2O$	-20.3	-20.3
$As_2S_3 + 6H_2O = 2H_3AsO_3 + 3HS^- + 3H^+$	-44.9	-23.9
$Ni_3(AsO_4)_2 \cdot 8H_2O = 3Ni^{+2} + 2AsO_4^{-3} + 8H_2O$	-25.5	-25.5
$Zn_3(AsO_4)_2 \cdot 2.5H_2O = 3Zn^{+2} + 2AsO_4^{-3} + 2.5H_2O$	-27.5	-27.5
$Mn_3(AsO_4)_2 \cdot 8H_2O = 3Mn^{+2} + 2AsO_4^{-3} + 8H_2O$	-28.7	-28.7
$Cu_3(AsO_4)_2 \cdot 6H_2O = 3Cu^{+2} + 2AsO_4^{-3} + 6H_2O$	-35.1	-35.1
$Pb_3(AsO_4)_2 = 3Pb^{+2} + 2AsO_4^{-3}$	-35.4	-35.403
$Ba_3(AsO_4)_2 = 3Ba^{+2} + 2AsO_4^{-3}$	-50.1	-50.1

El arsenato o arsénico pentavalente, As(V), tiene mayor capacidad de ionización debido a la presencia del doble enlace (Figura 5), la molécula al perder los protones forma varias especies aniónicas (Esparza y Wong 1999). La ionización del arsenato se expresa con sus constantes de disociación (Ringbom, 1979) de acuerdo con los siguientes equilibrios:



$$K_{a3} = \frac{[H^+][H_2AsO_4^-]}{[H_3AsO_4]} \quad pK_{a3} = 10^{-2.2} \quad (2.2)$$



$$K_{a2} = \frac{[H^+][HAsO_4^{2-}]}{[H_2AsO_4^-]} \quad pK_{a2} = 10^{-6.94} \quad (2.4)$$



$$K_{a1} = \frac{[H^+][AsO_4^{3-}]}{[HAsO_4^{2-}]} \quad pK_{a1} = 10^{-11.5} \quad (2.6)$$

La fracción molar se define como la relación de la concentración de la especie libre entre la concentración total de esa especie.

Las Fracciones molares para el arsenato se expresan como:

$$\alpha_0 = \frac{[\text{AsO}_4^{3-}]}{[\text{AsO}_4^{3-}]_T} \quad \alpha_1 = \frac{[\text{HAsO}_4^{2-}]}{[\text{AsO}_4^{3-}]_T} \quad \alpha_2 = \frac{[\text{H}_2\text{AsO}_4^-]}{[\text{AsO}_4^{3-}]_T} \quad \alpha_3 = \frac{[\text{H}_3\text{AsO}_4]}{[\text{AsO}_4^{3-}]_T}$$

En donde  $[\text{AsO}_4^{3-}]_T$  se define como:

$$[\text{AsO}_4^{3-}]_T = [\text{AsO}_4^{3-}] + [\text{HAsO}_4^{2-}] + [\text{H}_2\text{AsO}_4^-] + [\text{H}_3\text{AsO}_4]$$

Empleando los equilibrios (2.1) a (2.6) es posible expresar las fracciones molares de cada especie en función de parámetros conocidos (como el pH y las constantes de disociación). De esta forma se tiene que,

$$[\text{AsO}_4^{3-}]_T = [\text{AsO}_4^{3-}] + \frac{[\text{H}^+][\text{AsO}_4^{3-}]}{K_{a1}} + \frac{[\text{H}^+]^2[\text{AsO}_4^{3-}]}{K_{a1}K_{a2}} + \frac{[\text{H}^+]^3[\text{AsO}_4^{3-}]}{K_{a1}K_{a2}K_{a3}}$$

$$[\text{AsO}_4^{3-}]_T = [\text{AsO}_4^{3-}] \left[ 1 + \frac{[\text{H}^+]}{K_{a1}} + \frac{[\text{H}^+]^2}{K_{a1}K_{a2}} + \frac{[\text{H}^+]^3}{K_{a1}K_{a2}K_{a3}} \right]$$

$$\alpha_0 = \frac{[\text{AsO}_4^{3-}]}{[\text{AsO}_4^{3-}]_T} = \frac{[\text{AsO}_4^{3-}]}{[\text{AsO}_4^{3-}] \left[ 1 + \frac{[\text{H}^+]}{K_{a1}} + \frac{[\text{H}^+]^2}{K_{a1}K_{a2}} + \frac{[\text{H}^+]^3}{K_{a1}K_{a2}K_{a3}} \right]}$$

quedando las fracciones molares expresadas como:

$$\alpha_0 = \left[ 1 + \frac{[\text{H}^+]}{K_{a1}} + \frac{[\text{H}^+]^2}{K_{a1}K_{a2}} + \frac{[\text{H}^+]^3}{K_{a1}K_{a2}K_{a3}} \right]^{-1}$$

$$\alpha_1 = \frac{[\text{HAsO}_4^{2-}]}{[\text{AsO}_4^{3-}]_T} = \left[ \frac{[\text{H}^+]}{K_{a1}} \right] [\alpha_0]$$

$$\alpha_2 = \frac{[H_2AsO_4^-]}{[AsO_4^{3-}]_T} = \left[ \frac{[H^+]^2}{K_{a1}K_{a2}} \right] [\alpha_0]$$

$$\alpha_3 = \frac{[H_3AsO_4]}{[AsO_4^{3-}]_T} = \left[ \frac{[H^+]^3}{K_{a1}K_{a2}K_{a3}} \right] [\alpha_0]$$

Al variar el pH en el intervalo de 0 a 14 es posible obtener la predominancia de las especies del arsenato como lo muestra la Figura 6.

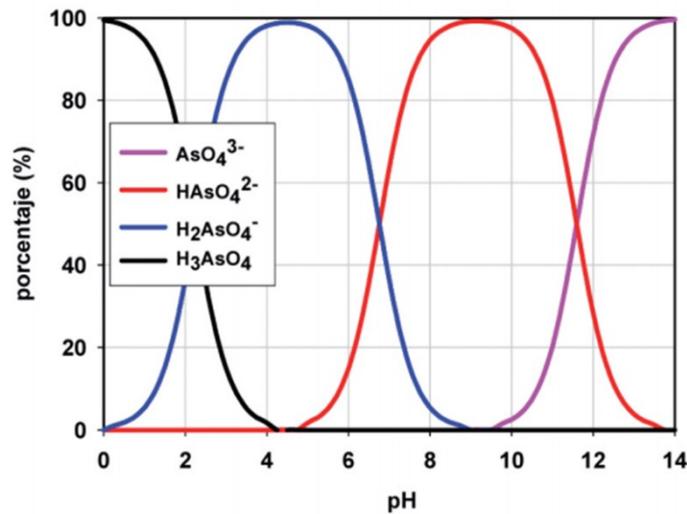


Figura 6. Especies predominantes del arsenato (As(V)) en función del pH del agua.

Aplicando el mismo procedimiento para el arsenito As(III) o arsénico trivalente se obtienen las expresiones de las fracciones molares en función de parámetros conocidos como el pH y las constantes de disociación (Ringbom 1979) del As(III), de acuerdo con los siguientes equilibrios:



$$K_{a3} = \frac{[H^+][H_2AsO_3^-]}{[H_3AsO_3]} \quad pK_{a3} = 10^{-9.22} \quad (2.8)$$



$$K_{a2} = \frac{[H^+][HAsO_3^{2-}]}{[H_2AsO_3^-]} \quad pK_{a2} = 10^{-12.1} \quad (2.10)$$



$$K_{a1} = \frac{[H^+][AsO_3^{3-}]}{[HAsO_3^{2-}]} \quad pK_{a1} = 10^{-13.4} \quad (2.12)$$

Las Fracciones molares para el arsenito se expresan como:

$$\alpha_0 = \frac{[AsO_3^{3-}]}{[AsO_3^{3-}]_T} \quad \alpha_1 = \frac{[HAsO_3^{2-}]}{[AsO_3^{3-}]_T} \quad \alpha_2 = \frac{[H_2AsO_3^-]}{[AsO_3^{3-}]_T} \quad \alpha_3 = \frac{[H_3AsO_3]}{[AsO_3^{3-}]_T}$$

En donde  $[AsO_3^{3-}]_T$  se define como:

$$[AsO_3^{3-}]_T = [AsO_3^{3-}] + [HAsO_3^{2-}] + [H_2AsO_3^-] + [H_3AsO_3]$$

Empleando los equilibrios (2.7) a (2.12) es posible expresar las fracciones molares de cada especie en función de parámetros conocidos (como el pH y las constantes de disociación). De esta forma se tiene que,

$$[AsO_3^{3-}]_T = [AsO_3^{3-}] + \frac{[H^+][AsO_3^{3-}]}{K_{a1}} + \frac{[H^+]^2[AsO_3^{3-}]}{K_{a1}K_{a2}} + \frac{[H^+]^3[AsO_3^{3-}]}{K_{a1}K_{a2}K_{a3}}$$

$$[AsO_3^{3-}]_T = [AsO_3^{3-}] \left[ 1 + \frac{[H^+]}{K_{a1}} + \frac{[H^+]^2}{K_{a1}K_{a2}} + \frac{[H^+]^3}{K_{a1}K_{a2}K_{a3}} \right]$$

$$\alpha_0 = \frac{[AsO_3^{3-}]}{[AsO_3^{3-}]_T} = \frac{[AsO_3^{3-}]}{[AsO_3^{3-}] \left[ 1 + \frac{[H^+]}{K_{a1}} + \frac{[H^+]^2}{K_{a1}K_{a2}} + \frac{[H^+]^3}{K_{a1}K_{a2}K_{a3}} \right]}$$

quedando las fracciones molares expresadas como:

$$\alpha_0 = \left[ 1 + \frac{[H^+]}{K_{a1}} + \frac{[H^+]^2}{K_{a1}K_{a2}} + \frac{[H^+]^3}{K_{a1}K_{a2}K_{a3}} \right]^{-1}$$

$$\alpha_1 = \frac{[HAsO_3^{2-}]}{[AsO_3^{3-}]_T} = \left[ \frac{[H^+]}{K_{a1}} \right] [\alpha_0]$$

$$\alpha_2 = \frac{[H_2AsO_3^-]}{[AsO_3^{3-}]_T} = \left[ \frac{[H^+]^2}{K_{a1}K_{a2}} \right] [\alpha_0]$$

$$\alpha_3 = \frac{[H_3AsO_3]}{[AsO_3^{3-}]_T} = \left[ \frac{[H^+]^3}{K_{a1}K_{a2}K_{a3}} \right] [\alpha_0]$$

La Figura 7 muestra la predominancia de especies del arsenito en función del pH en el intervalo de 2 a 14. Como puede observarse, las constantes de disociación para el As(V) son mayores que las del As(III), por lo que su grado de disociación es mayor. La capacidad de ionización del As(V) le permite combinarse fácilmente con otros compuestos, lo cual hace que su remoción por diversos métodos sea más eficiente, en comparación con la del As(III); de ahí la importancia de oxidar el arsenito antes de someter el agua a algún tipo de tratamiento.

A valores de pH menor que 8 (Figura 7) la forma que predomina del As(III) es  $H_3AsO_3$  (especie neutra) mientras que para el mismo intervalo de pH (Figura 6) las formas que predominan del arsenato son  $H_3AsO_4$ ,  $H_2AsO_4^-$  y  $HAsO_4^{2-}$  (especies cargadas negativamente).

La toxicidad del arsénico depende del estado de oxidación, estructura química y solubilidad en el medio biológico. La escala de toxicidad del arsénico decrece en el siguiente orden: La arsina ( $H_3As$ ) es considerada la forma más tóxica, seguida del arsenito (As(III)), de arsenatos (As(V)) y los compuestos orgánicos de arsénico. La toxicidad del As(III) es 10 veces mayor que la del As(V) (Castro de Esparza y Wong 1999).

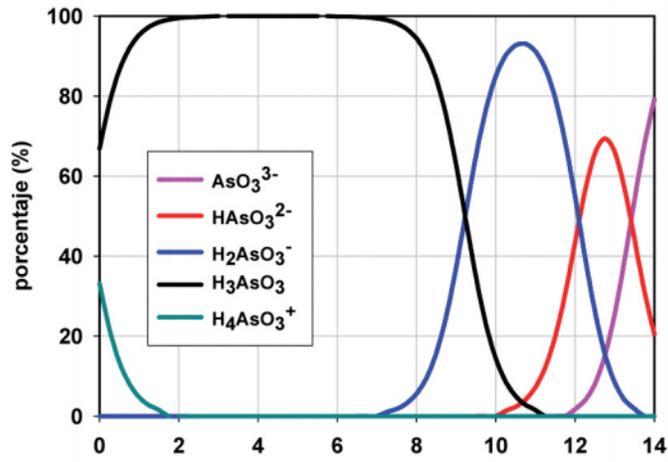


Figura 7. Especies predominantes del arsenito (As(III)) en función del pH del agua.

### 3 TOXICIDAD DEL ARSÉNICO

Las principales vías de entrada del arsénico al organismo son el tracto gastrointestinal (TGI) por el consumo de agua y el respiratorio debido a la aspiración de aerosoles generados por la aspersión de plaguicidas o compuestos que lo contengan. La absorción por vía dérmica es baja y alcanza solamente el 2% (Heck *et al.*, 2009).

Otra vía de ingesta de arsénico es por medio de los alimentos. Elevadas concentraciones de arsénico inorgánico en agua de riego proveniente del agua subterránea, pueden encontrarse en los productos comestibles utilizados en la preparación de alimentos, como arroz, verduras y cereales; para pescados y mariscos el contenido de arsénico es de origen orgánico que no se considera toxicológico del todo.

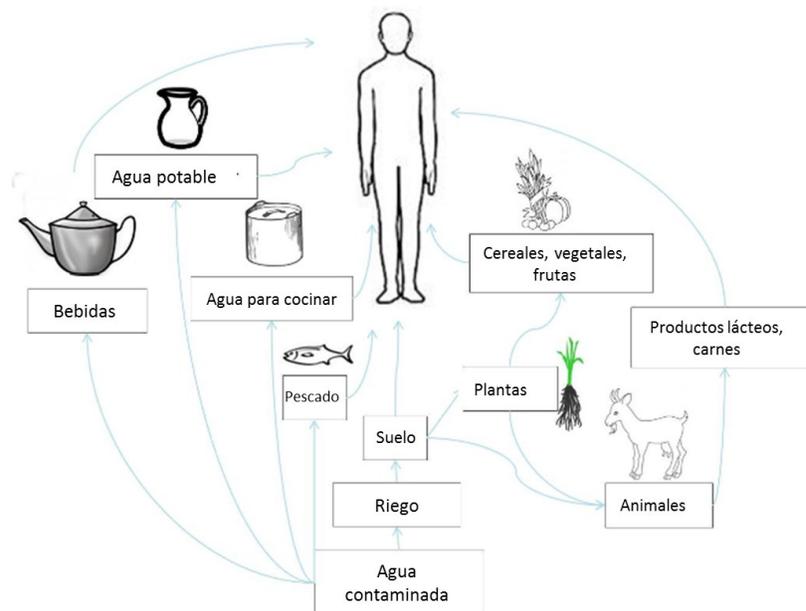


Figura 8. Diferentes vías de alimento y agua por las que el arsénico puede entrar al cuerpo humano Eawag (2015)

En general la toxicidad relativa de los compuestos de arsénico depende principalmente de: 1) Su forma, ya sea orgánica o inorgánica, 2) Valencia, 3) Solubilidad, 4) Estado físico y pureza, y 5) Tasa de absorción y eliminación (ATSDR y CSEM, 2009). Se pueden clasificar en orden de mayor a menor toxicidad de la siguiente forma: 1) Compuestos inorgánicos trivalentes, 2) Compuestos orgánicos trivalentes, 3) Compuestos inorgánicos pentavalentes, 4) Compuestos orgánicos pentavalentes y 5) Arsénico elemental (Gorby, 1988).

### 3.1 Absorción

En los seres humanos, y en la mayoría de las especies animales, la absorción de compuestos arsenicales a través del TGI es alta (95%) cuando se administran en solución acuosa. La absorción de arsénico por vía respiratoria depende del tamaño de las partículas inhaladas, de su solubilidad y de la forma química del compuesto. La principal forma química presente en el aire es el As(III), el cual es de origen antropogénico. Las partículas grandes se depositan en vías superiores, son removidas por el movimiento ciliar y transportadas al TGI, en donde son absorbidas dependiendo de su solubilidad. Las partículas menores a 7  $\mu$ m se absorben en un 75 a 85 % (Heck *et al.*, 2009).

### 3.2 Distribución

Los compuestos arsenicales tienden a acumularse principalmente en hígado, riñón, pulmón y bazo. El As(III) se une preferentemente a los grupos sulfhidrilo de las proteínas como la queratina, por lo que se deposita en pelo y uñas (Liu *et al.*, 2008, Heck *et al.*, 2009).

### 3.3 Biotransformación

El metabolismo del arsénico se realiza principalmente en hígado y, aunque su mecanismo no está bien establecido, se propone que en él intervienen dos procesos:

- Reacciones de reducción que convierten el As(V) en As(III),
- Reacciones de metilación oxidativa que transforman el As(III) en especies metiladas (Figura 9).

El proceso de metilación propuesto es la reducción del As(V) a As(III); seguida, de la adición del primer grupo metilo para obtener ácido monometil-arsónico (MMA); seguida de una reducción de MMA(V) a MMA(III) antes de la segunda metilación, lo que produce el ácido dimetil-arsinico (DMA). Se ha propuesto a la S-adenosilmetionina como donador de los grupos metilo y al glutatión reducido (GSH) como principal agente reductor transportador del arsénico (Thomas *et al.*, 2007).

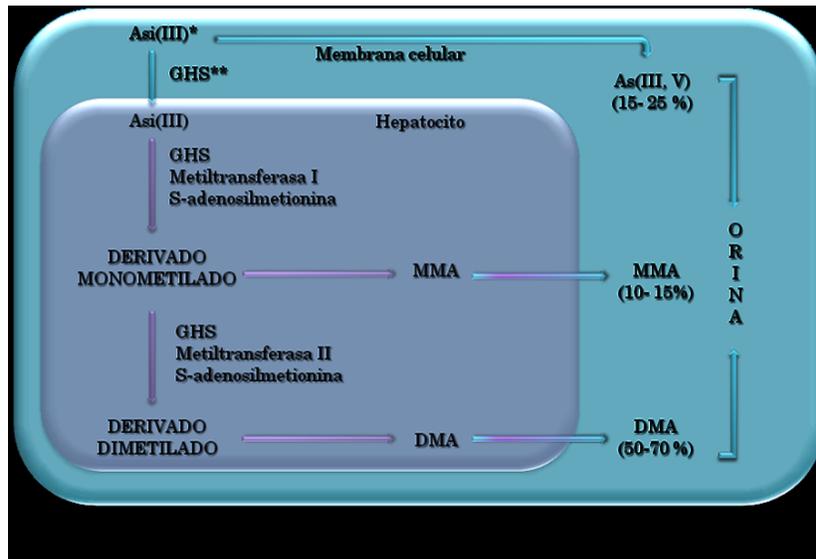


Figura 9. Biotransformación del arsénico (Valenzuela 2010 de Heck et al, 2009)

Existen varios factores que pueden influir en la capacidad de metilación del arsénico, entre ellos: la dosis, el tiempo de exposición y una dieta alta en metionina y proteínas azufradas.

Se ha encontrado un incremento significativo de DMA que son excretados en la orina de individuos que han estado expuestos crónicamente a altas concentraciones de arsénico en agua de consumo (Heck *et al.*, 2009).

### 3.4 Excreción

El arsénico se elimina principalmente por el riñón en forma de DMA (50-70 %) y un 20% se excreta sin metilar en la orina (Figura 9). Las proporciones relativas de As(III), As(V), MMA y DMA en la orina pueden variar, dependiendo de la forma química, el tiempo de exposición, la dosis y la especie animal expuesta (Drobná *et al.*, 2005, Liu *et al.*, 2008).

En comparación con el hombre, en la mayoría de las especies animales la excreción de MMA es muy baja (<4 %) mientras que, en la rata, la retención y distribución de arsénico difieren de las observadas en otras especies, pues la mayoría del DMA formado se une a los eritrocitos (Drobná *et al.*, 2005).

### 3.5 Toxicodinamia

La toxicidad del arsénico es compleja pues depende de la vía de exposición, del estado de valencia y de la forma química (inorgánica u orgánica) del compuesto. Varios autores, ATSDR (2007); Chakraborti *et al.*, (2003); Serrano, 2010, consideran que una exposición aguda es >2 mg/kg/d y una exposición crónica es de 0.03-0.1 mg/kg/L. El arsénico inorgánico es el responsable de la mayoría de los casos de intoxicación en humanos. El

gas Arsina es considerado como la forma más tóxica del arsénico, debido a que actúa como un potente agente hemolítico, sin embargo, este gas difícilmente alcanza niveles tóxicos en el ambiente (Drobná *et al.*, 2005). Generalmente las sales inorgánicas de As(III) son más tóxicas que las de As (V) (Tabla 1) y la solubilidad de los compuestos de arsénico inorgánico está relacionada con su toxicidad (Hamdi *et al.*, 2009).

Tabla 4. Comparación de la toxicidad aguda de los compuestos arsenicales

Compuesto	DL50 (mg/Kg)	Animal/Vía
Arsenito de sodio	4.5	Rata/intraperitoneal
Arseniato de sodio	14-18	Rata/intraperitoneal
MMA	1 800	Rata/Oral
DMA	1 200	Rata/Oral
Arsenobetaina	1 0000	Rata/Oral

Fuente: (Hamdi *et al.*, 2009)

### 3.6 Mecanismos de toxicidad

El mecanismo más importante para explicar la toxicidad de los compuestos arsenicales trivalentes es a través de su afinidad por los grupos sulfhidrilo de las proteínas. Las enzimas son particularmente afectadas si el grupo –SH está ubicado en un sitio crítico para su actividad. El As(V) puede substituir al grupo fosfato en las reacciones que son catalizadas enzimáticamente, afectando procesos como la producción del ATP y la síntesis del DNA; sin embargo, el daño que produce es difícil de evaluar pues el As(V) se reduce a As(III) en el organismo (Ratnaik.,2003).

### 3.7 Efectos adversos

#### 3.7.1 Efectos agudos

Los efectos característicos de la exposición aguda al arsénico son alteraciones gastrointestinales, cardiovasculares, nerviosas, renales y hepáticas. Es posible observar vasodilatación e hiperemia, edema debido al daño capilar, con caída de la presión arterial, lo que a menudo conduce a un estado de choque. También ocurre pérdida de los movimientos voluntarios, confusión, psicosis, delirio, coma y muerte. Otras manifestaciones incluyen cambios de la piel, como hiperpigmentaciones y la aparición de líneas transversales blanquesinas en las uñas. Algunos compuestos arsenicales, como el trióxido de arsénico, son muy irritantes (Ratnaik., 2003).

#### 3.7.2 Efectos crónicos

Los efectos de la exposición crónica al arsénico dependen de la vía de exposición y se presentan en varios sistemas incluyendo piel, sistema cardiovascular, vías respiratorias, riñón, hígado y sistema nervioso. El arsénico es un agente teratogénico, mutagénico y

carcinogénico. Los efectos crónicos más importantes se resumen a continuación (Ratnaik, 2003).

### **3.7.2.1 Lesiones cutáneas**

La exposición crónica al arsénico en el agua de consumo causa lesiones muy características; se presentan hipocromías e hiperchromías (Fig. 7) principalmente en las partes no expuestas del cuerpo, hiperqueratosis palmoplantar y papular en cualquier parte del cuerpo, así como lesiones ulceradas compatibles con un diagnóstico de carcinoma epidermoide (McCarty *et al.*, 2007, Rosen *et al.*, 2009).

### **3.7.2.2 Alteraciones en el sistema cardiovascular**

La exposición crónica por inhalación de compuestos de arsénico inorgánico afecta el sistema cardiovascular, pues altera las contracciones del miocardio y causa arritmias cardíacas. Se presentan dilatación e incremento de la permeabilidad capilar, lo que ocasiona hipovolemia, hipoproteinemia.

En poblaciones expuestas a arsénico en el agua de consumo en Taiwan (Lui *et al.*, 2003); Estados Unidos (Peters y Blum, 2003) y la India (Ahmed *et al.*, 2004) se han descrito efectos vasculares periféricos caracterizados por cianosis y pérdida progresiva de la circulación en las extremidades, que pueden finalizar en gangrena seca, mejor conocida como enfermedad del pie negro (States *et al.*, 2009).

### **3.7.2.3 Mutagenicidad y cáncer**

El arsénico inorgánico está clasificado por la Agencia Internacional de Investigación sobre el Cáncer (IARC) como un agente carcinogénico. Los trabajadores expuestos a arsénico por vía aérea presentan un incremento en cáncer de pulmón, mientras que la exposición oral a arsénico incrementa el riesgo de presentar cáncer de piel, aunque también se presentan tumores en vejiga, riñón, hígado y pulmón (Liu *et al.*, 2008, States *et al.*, 2009, Heck *et al.*, 2009).

### **3.7.2.4 Hidroarsenicismo crónico (HACRE) en Comarca Lagunera**

Como consecuencia del consumo de agua contaminada sistémicamente con arsénico se han presentado casos de enfermedades entre las cuales se menciona el Hidroarsenicismo Crónico Regional Endémico (HACRE) el cual se define como la enfermedad producida por el consumo de arsénico en agua para beber, esta enfermedad se caracteriza por presentar lesiones en la piel y alteraciones sistémicas cancerosas y no cancerosas, luego de un período variable de exposición a altas concentraciones presentes en el agua de consumo diario (bebida o alimentos).

Las rutas de exposición al arsénico ocurren por ingesta e inhalación y al acumularse en el organismo en concentraciones mayores puede provocar diversas enfermedades como son:

lesiones dérmicas (*neoplasias de piel*), vasculopatías periféricas (*"Enfermedad del pie negro"*), enfermedades respiratorias, cardiovasculares y cáncer en distintos órganos del cuerpo (pulmón, riñón, hígado, vejiga y de piel) (URL-1) y (Nava y Méndez, 2011).



- |   |                                      |   |                                    |
|---|--------------------------------------|---|------------------------------------|
| A | Hiper pigmentación en piernas y pies | E | Hiper pigmentación en pierna       |
| B | Pie negro                            | F | Hiperqueratosis en pie             |
| C | Hiper queratosis en espalda          | G | Lesión vascular periférica en cara |
| D | Cáncer de piel en axila              |   |                                    |

Figura 10. Lesiones causadas por ingerir agua contaminada con arsénico (H.A.C.R.E) en la Comarca Lagunera (García Salcedo, 2008).

## 4 LEGISLACIÓN

### 4.1 Legislación Internacional

Las normas internacionales para agua potable de la OMS de 1958 recomendaron una concentración máxima de arsénico de 0.2 mg/L, basándose en sus posibles efectos perjudiciales a la salud. En las normas internacionales se redujo este valor a 0.05 mg/L, el cual se mantuvo como límite superior provisional de concentración de las normas internacionales hasta 1971. El valor de referencia de 0.05 mg/L se mantuvo en la primera edición de las guías para la calidad del agua potable, publicada en 1984. En las guías de 1993 se fijó un valor de referencia provisional para el arsénico en el límite práctico de cuantificación de 0.01 mg/L basándose en estudios que ponían a la luz la capacidad carcinógena de este metaloide en el ser humano. La Unión Europea aceptó el límite de la OMS en el año de 1998 y ha mantenido este estándar para agua potable. La norma actual mexicana es de 0.025 mg/L para agua potable (NOM-127-SSA1-1994). La EPA marca como límite máximo permitido para agua de riego de 0.01 mg/L de arsénico (EPA, 2010).

No existe una regulación a nivel nacional que indique los límites máximos permisibles de As(III y V) en agua de uso y consumo humano, lo cual es preocupante debido a la alta toxicidad del As(III). En muchos países es deseable reducir la concentración de arsénico en agua, sin embargo, por cuestiones económicas, sociales y políticas es difícil que países como los de América Latina lleguen a tener límites máximos permisibles de arsénico total, iguales o menores de 0.01 mg/L.

Por ejemplo en los EE.UU el nivel máximo de contaminación actual (MCL) en el agua potable es de de 0.010 mg/L, según la EPA 2001 estimó que la adopción de disminuir la concentración de arsénico de 0.050 mg/L a 0.01 mg/L requirió tomar medidas correctivas para reducir el nivel de arsénico en el agua de consumo en 3.000 sistemas comunitarios de agua en los EE.UU., que sirven a 11 millones de personas. Ryker en el 2001 en estudios realizados por el Servicio Geológico de Estados Unidos muestra que las concentraciones de arsénico superiores a 0.010 mg/L se producen en todos los EE.UU. y que el arsénico en el agua subterránea es un problema muy complejo. Por tanto, existe una gran necesidad de desarrollar métodos eficientes de costos para la remoción de arsénico del agua potable.

**Tabla 5. Límites máximos permitidos y valores guía adoptados por distintos organismos internacionales y nacionales**

País/Organismo	Concentración de arsénico máxima permitida (mg As/L)	País/Organismo	Concentración de arsénico máxima permitida (mg As/L)
Arabia Saudí	0,050	Filipinas	0,050
Argentina	0,010	Ghana	0,050
Australia	0,007	India	0,050
Baharain	0,050	Indonesia	0,050
Bangladesh	0,050	Japón	0,010
Bolivia	0,050	Jordania	0,010
Brasil	0,010	Laos	0,010
Canadá	0,010	México	0,025
Chile	0,050	Mongolia	0,010
China	0,050	Namibia	0,010
Croacia	0,050	Nepal	0,050
Ecuador	0,010	Omán	0,050
Egipto	0,050	Organización Mundial de la Salud (OMS)	0,010
Rusia	0,010	EUA: New Jersey	0,003
Sri Lanka	0,050	Taiwán	0,010
Tailandia	0,050	UE (Unión Europea)	0,010
Vietnam	0,050	USEPA (Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos)	0,010
Zimbawe	0,050		

Fuente: Duran, J. (2012)

## 4.2 Legislación Mexicana

Las dependencias de gobierno que se encargan de regular el agua en México son: la Secretaría de Salud SSA para agua potable, la SEMARNAT para descarga de agua a cuerpos de agua y su reutilización, así como la CONAGUA que establece el manejo de este bien nacional.

Las normas oficiales mexicanas se encargan de establecer los límites máximos permisibles de arsénico en aguas potables o residuales, entre las cuales se pueden destacar: NOM-127-SSA1-1994- Salud ambiental, agua para uso y consumo humano-Límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización, la cual establecía como límite 0.05 mg/L de arsénico en agua potable, en el año 2000 esta norma sufrió una modificación en el límite permisible para arsénico que se ajustó anualmente, de conformidad con la siguiente Tabla 4 de cumplimiento gradual:

Tabla 6. Cumplimiento gradual en la reducción de arsénico en agua.

Límite permisible mg/L	Año
0.045	2001
0.040	2002
0.035	2003
0.030	2004
0.025	2005

En esta Tabla 6 se muestra el límite máximo permisible de arsénico actual (2011) el cual se encuentra en 25 µg/L.

#### **Norma Oficial Mexicana NOM-179-SSA-1998**

Vigilancia y evaluación del control de calidad del agua para uso y consumo humano, distribuida por los sistemas de abastecimiento público. Publicada el 24 de septiembre de 2001.

#### **Norma Oficial Mexicana NOM-230-SSA1-2002**

Salud Ambiental. Agua para uso y consumo humano, requisitos sanitarios que se deben cumplir en los sistemas de abastecimiento públicos y privados durante el manejo del agua. Procedimientos sanitarios para el muestreo. Publicada el 12 de Julio de 2005

Otras normas mexicanas relacionadas con el arsénico son:

### **4.3 Residuos generados en la remoción de As en agua para uso y consumo humano, Normas Oficiales Mexicanas**

#### **NOM-052-SEMARNAT-2005**

Que establece las características, el procedimiento de identificación, clasificación y los listados de los residuos peligrosos, con sus respectivos límites máximos permisibles (LMP).

Tabla 7. Normatividad para el arsénico NOM-052-SEMARNAT-2005

Contaminante	LMP (mg/L)
<b>Arsénico</b>	5.0

#### **NOM-004-SEMARNAT-2002**

Protección ambiental. -Lodos y biosólidos-. Especificaciones y límites máximos permisibles de contaminantes para su aprovechamiento y disposición final.

Tabla 8. Normatividad para el arsénico en biosólidos NOM-004-SEMARNAT-2002

Contaminante	Biosólidos Excelentes (mg/kg) en base seca	Biosólidos Buenos (mg/kg) en base seca
<b>Arsénico</b>	41	75

## 4.4 Remediación

### **NOM-147-SEMARNAT/SSA1-2004**

Que establece criterios para determinar las concentraciones de remediación de suelos contaminados por arsénico y otros contaminantes.

Concentraciones de referencia totales (CRT) por tipo de uso de suelo.

Tabla 9. Normatividad para el arsénico remediación de suelos NOM-141-SEMARNAT/SSA1-2004

Contaminante	Uso agrícola/residencial /comercial(mg/kg)	Uso industrial (mg/kg)
<b>Arsénico</b>	22	260

## 5 TECNOLOGÍAS PARA LA REMOCIÓN DE ARSÉNICO, CONCEPTOS BÁSICOS.

Los procesos y tecnologías conocidos para la remoción de arsénico del agua son variados y comprenden desde tratamientos en plantas potabilizadoras convencionales y métodos domiciliarios, hasta tecnologías in situ. Los procesos de remoción de As que se conocen en la actualidad son: oxidación/reducción, precipitación, adsorción e intercambio iónico, separación sólido/líquido, exclusión física, tratamientos biológicos y fitorremediación, entre otros (Konstantinos *et al.*, 2006, Litter *et al.*, 2010, Ingallinella *et al.*, 2011, Carro Pérez y Francisca 2013). Algunas de estas técnicas son más tradicionales y utilizadas que otras y, si bien continuamente se proponen nuevos métodos o mejoras, cada proceso presenta ventajas, desventajas y limitaciones según las condiciones locales, lo que no asegura un resultado técnico, económico y ambiental adecuado en todos los casos. Muchas de estas técnicas alcanzan eficiencias de remoción altas. Sin embargo, algunas tienen elevados costos de inversión y mantenimiento (Mundo, 2011). De manera general los procesos de remoción de arsénico requieren una oxidación del As(III) a As(V), ya que esta última especie es más estable, más fácil de remover y menos tóxica (Bissen y Frimmel, 2003).

Con respecto a las zonas rurales los aspectos económicos son los factores más importantes para la selección de la tecnología de remoción de arsénico, si se tienen en cuenta las características de las poblaciones afectadas. En general, las poblaciones con medio o alto estándar de vida tienen relativamente fácil acceso a métodos para eliminar el arsénico del agua para beber. Esto es diferente en localidades aisladas, dispersas y con pocos medios económicos. Allí, la cantidad de habitantes, la incidencia de enfermedades crónicas, la falta de agua segura, la baja calidad de vida, la pobreza y otras variables socioeconómicas determinarán la tecnología más conveniente para la remoción de As. Además, las unidades de tratamiento requieren un monitoreo muy sensible y un mantenimiento frecuente que a veces no es posible encontrar en las comunidades rurales o en asentamientos urbanos periféricos no conectados a la red de distribución de agua potable. Más aún, un número de factores culturales y políticos juegan roles decisivos en la implementación de nuevas tecnologías. Es importante señalar que la ebullición no remueve arsénico del agua; por el contrario, la evaporación puede llevar a un aumento de la concentración, lo cual es lamentablemente ignorado en general por las personas afectadas en regiones socioculturalmente pobres.

En ambos casos, se disponga o no de medios para afrontar el problema, desde el punto de vista técnico las características fisicoquímicas y microbiológicas de las aguas y los materiales disponibles en la región serán un factor importante para elegir el método de remoción más apropiado. La selección del método dependerá en mayor parte de la especiación del arsénico, la composición química del agua, el potencial de reducción, la dureza, la presencia de sílice, sulfatos, fosfatos, hierro y otras especies químicas, los volúmenes a ser tratados y el grado de sofisticación que pueda ser aplicado.

A demás de lo comentado anteriormente es importante para la remoción de arsénico se utiliza una tecnología u otra en función de la magnitud que pueda establecer diferencias entre las partículas, o entre éstas y el agua, como se observa en la Figura 11.

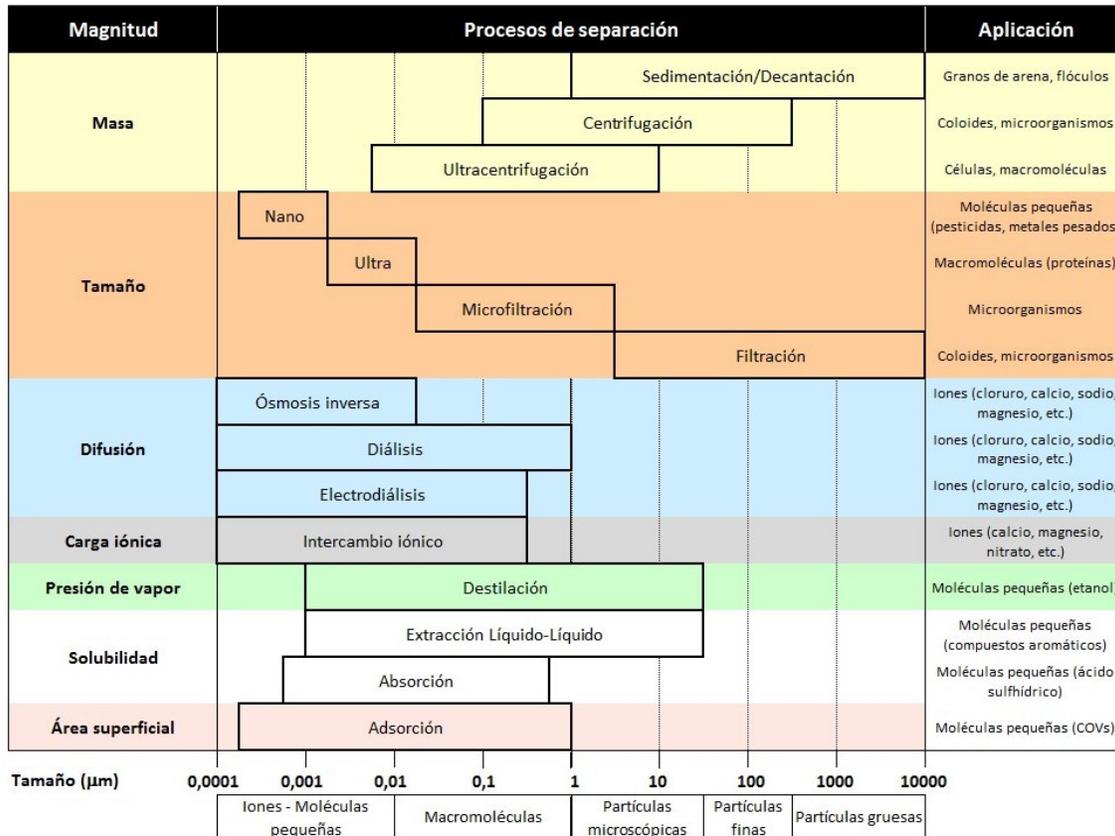


Figura 11. Procesos de separación en función de la magnitud principal a determinar y aplicación

## 5.1 Tecnologías convencionales

Existen varios métodos disponibles para la remoción de arsénico del agua en grandes plantas de tratamiento convencionales. Las tecnologías más usadas incluyen oxidación, coprecipitación y adsorción en flóculos coagulados-filtración, adsorción en distintos medios, filtración directa, coagulación-microfiltración las cuales se tratarán a continuación:

### 5.1.1 Procesos de oxidación

Como ya se mencionó las tecnologías de remoción involucran en muchos casos un pretratamiento para oxidar el As(III) a As(V) para lo cual se emplean oxidantes tales como ozono, cloro, hipoclorito y dióxido de cloro. Kim y Nriagu en 1999, emplearon ozono para oxidar cerca de 55 µg/L de As(III) a As(V) en 20 minutos y después colocaron filtros de arena cubierta con hierro para remover el As(V) (Bissen y Frimmel, 2003).

Cuando se aplica una concentración de 1 mg/L de cloro libre se oxida más de un 95% del As (III) en menos de 5 segundos de tiempo de reacción y a un pH de 6.5 a 9 (AWWA, 1990). Aunque el hipoclorito de sodio es el oxidante más común para muchos procesos de tratamiento de agua, éste puede generar subproductos que resultan ser tóxicos. Como ejemplo, reacciona con la materia orgánica formando trihalometanos (THM) o reaccionando con el amonio y forma cloraminas (Castro, 2008; Elías, 2012).

### 5.1.2 Coagulación - Filtración - Sedimentación - Filtración

CONCEPTOS BÁSICOS:

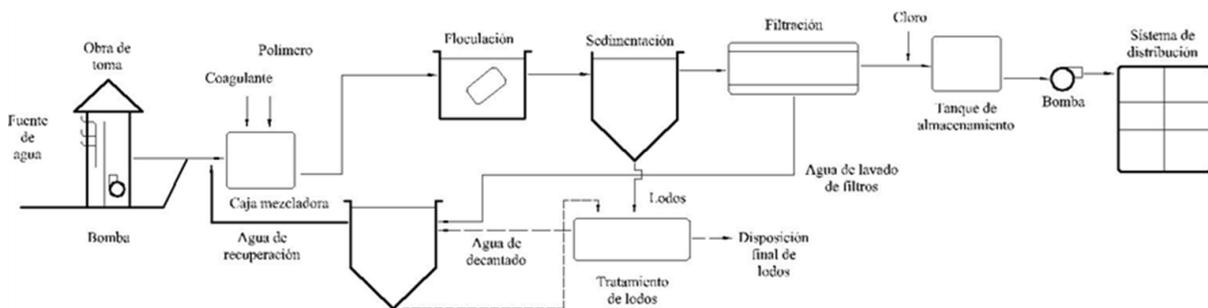


Figura 12. Diagrama de flujo de una planta de potabilización convencional para la remoción de As.

#### COAGULACIÓN

El agua puede contener gran variedad de impurezas, solubles e insolubles; entre estas últimas destacan las partículas coloidales, metales, las sustancias húmicas y los microorganismos en general. Tales impurezas coloidales presentan una carga superficial negativa, que impide que las partículas se aproximen unas a otras y que las lleva a permanecer en un medio que favorece su estabilidad. Para que estas impurezas puedan ser removidas, es preciso alterar algunas características del agua, a través de los procesos de coagulación, floculación, sedimentación (o flotación) y filtración (AWWA, 2012).

La coagulación se lleva a cabo generalmente con la adición y mezcla de productos químicos coagulantes, por lo general sales de aluminio y hierro. Este proceso es el resultado de dos fenómenos: el primero, esencialmente químico, consiste en las reacciones del coagulante con el agua y la formación de especies hidrolizadas con carga positiva. El segundo, fundamentalmente físico, consiste en el transporte de especies hidrolizadas para que hagan contacto con las impurezas del agua, proceso muy rápido que puede tomar décimas de segundo o mucho más tiempo, de acuerdo con las demás características del agua: pH, temperatura, cantidad de partículas, etc. Se lleva a cabo en una unidad de tratamiento denominada *mezcla rápida o de coagulación*.

## FLOCULACIÓN

La floculación es la etapa siguiente a la coagulación. Es un proceso físico en el que pequeñas partículas desestabilizadas durante la coagulación se unen para formar partículas más grandes llamadas flóculos. Mediante agitación lenta -mecánica o hidráulica- se favorecen los contactos o colisiones entre las partículas suspendidas, necesarios para su aglomeración y consolidación como flóculos que posteriormente pueden ser removidos con mayor eficiencia por los procesos de sedimentación, flotación o filtración (OPS/CEPIS, 2004).

La colisión entre partículas suspendidas ocurre por tres mecanismos de transporte:

1. Floculación pericinética o difusión Browniana debida a la energía térmica del fluido.
2. Floculación ortocinética o gradiente de velocidad, producida por la masa de agua en movimiento.
3. Sedimentación diferencial, debida a la colisión de partículas grandes con las más pequeñas, cuando las primeras precipitan lentamente y aglomeran a las segundas.

Los factores que influyen en la floculación según (OPS/CEPIS, 2004) son:

- La naturaleza del agua
- Las variaciones de caudal
- La intensidad de la agitación
- El tiempo de floculación
- El número de compartimentos de la unidad

De acuerdo al modo en cómo se aglomeran las partículas, los floculadores pueden ser: Floculadores de contacto de sólidos o manto de lodos de potencia o de disipación de energía

## SEDIMENTACIÓN

La sedimentación es la separación de partículas sólidas suspendidas en una corriente de líquido mediante su asentamiento por gravedad. El proceso de sedimentación tiene dos objetivos: la clarificación y el espesamiento. La finalidad primordial de la clarificación es remover las partículas finas suspendidas y producir un efluente claro, mientras que la del espesamiento es incrementar la concentración de sólidos suspendidos en una corriente de alimentación. Estas funciones están relacionadas y la terminología sólo establece una distinción entre los resultados que se desean del proceso. Se consideran sólidos sedimentables a las partículas que por su tamaño y peso sedimentan en una hora. Generalmente, la cantidad de sólidos sedimentables se expresa en mililitros de sólido por litro de agua pero también se da en partes por millón, en peso (Arboleda, 2000).

La sedimentación consiste en la utilización de la fuerza de gravedad para separar una partícula sólida del líquido que la contiene. Sin embargo, las suspensiones presentan características sedimentables distintas según la concentración de sólidos y las características de las

partículas. El desarrollo y aplicación de la sedimentación para la clarificación de un agua debe estar basada en el entendimiento del proceso y de las variables que pueden modificar su eficiencia. Los sólidos pueden estar contenidos en el agua en forma disuelta, flotando o en suspensión.

Se le da el nombre de sedimentador, a la estructura que sirve para reducir la velocidad del agua para que puedan sedimentar los sólidos. En las plantas de tratamiento son rectangulares o circulares, con o sin dispositivos mecánicos para la recolección de lodos; pueden ser también cuadrados, pero son menos frecuentes.

## FILTRACIÓN

La filtración es un proceso de tratamiento destinado a clarificar el agua removiendo materia sólida en suspensión mediante su paso por un medio granular o poroso. La filtración generalmente sigue a los procesos de coagulación, floculación y sedimentación, permitiendo una buena eliminación de bacterias, color, turbiedad así como ciertos problemas de olor y sabor en el agua.

La filtración profunda (deep filtration) en medio granular es considerada como el resultado de mecanismos complementarios de transporte, adherencia y, en su caso, desprendimiento. Primero las partículas por remover se transportan de la suspensión a la superficie de los granos del material filtrante; las fuerzas que pueden mantener a las partículas adheridas a la superficie de los granos del lecho son activas sólo a distancias pequeñas (algunos angstroms), por lo que para su remoción es necesario que se acerquen suficientemente a la superficie de los granos. Finalmente, una partícula ya adherida puede desprenderse y avanzar a capas más profundas del lecho o bien escapar de éste (IMTA, 2007).

Hay muchas maneras de clasificar los filtros: por la presión a la que trabajan; la dirección y velocidad del flujo; el material filtrante; el modo de control o la manera en que se retienen los sólidos (IMTA, 2007).

- Desde el punto de vista de la fuerza que provoca el flujo a través del medio filtrante, se pueden clasificar como: 1) de gravedad, cuando el flujo es producido por la fuerza de gravedad y a cielo abierto; 2) a presión, cuando el flujo es provocado por un equipo de bombeo y en tanques metálicos cerrados.
- Según la velocidad de filtración (tasa de filtración), pueden ser lentos, con tasas de filtración entre 0.08 y 0.3 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup> h, o rápidos, con tasas de aplicación de 2 a 15 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup> h. A los primeros se les llama también biológicos porque fundamentan su operación en la actividad biológica que tiene lugar en la superficie del lecho filtrante.
- Desde el punto de vista del sentido del flujo, los filtros pueden ser ascendentes, descendentes, biflujo u horizontales. Los filtros biflujo combinan un flujo ascendente y descendente en un mismo lecho.

- Respecto a la manera en que operan, pueden ser de caudal constante cuando éste no varía durante la carrera de filtración (pero sí varía el nivel de agua sobrenadante), o de caudal variable con carga constante.
- De acuerdo a los materiales filtrantes, pueden ser homogéneos o simples cuando sólo están compuestos por un material filtrante; duales cuando hay dos materiales filtrantes (regularmente arena y antracita) o múltiples cuando cuentan con más de dos tipos de materiales filtrantes.

Para lavar un filtro (retrolavado) se aplica el flujo de agua en sentido ascendente hasta lograr que el lecho se expanda y las partículas no estén más en contacto unas con otras. Como el flujo bajo estas condiciones es generalmente turbulento, la agitación obliga a las partículas a chocar entre ellas, lo que favorece el desprendimiento de la suciedad retenida en las mismas. El agua utilizada para lavar un filtro puede provenir de: tanque elevado, bombeo directo o efluente de los demás filtros de la batería. Es común inyectar aire o utilizar agitadores de superficie para aumentar la turbulencia en el medio filtrante sin tener que aumentar la velocidad de lavado, lo que originaría pérdida del material y el uso de una cantidad excesiva de agua.

## DESINFECCIÓN

El agua ha servido como vía de transmisión de diversas enfermedades, las más importantes de las cuales están relacionadas con el tracto digestivo, incluyendo la fiebre tifoidea, parasitosis, disentería, hepatitis infecciosa, cólera, y otras enfermedades parasitarias. Muchos microorganismos causan mal olor y sabor al agua y la producción de capas de musgo, cieno y moho en los cuerpos de agua, almacenamiento, instalaciones de tratamiento y conducción, en general son asociados con agua de mala calidad o que puede provocar enfermedades. Los grupos de organismos de interés en agua potable y sistemas de abastecimiento son las bacterias, virus, hongos, mohos, algas, protozoarios y helmintos o lombrices parasitarias.

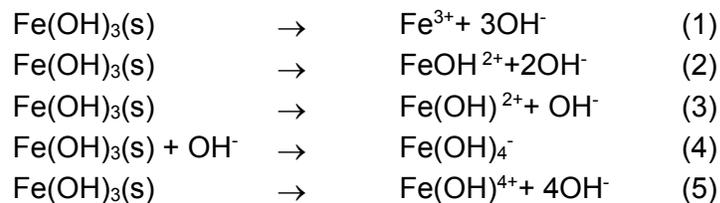
La acción de los desinfectantes se ha pretendido explicar por cuatro mecanismos: daño a la pared celular, alteración de la permeabilidad de las células, alteración de la naturaleza coloidal del protoplasma; e inhibición de la actividad enzimática. El daño o destrucción de la pared celular da lugar a la lisis celular y a la muerte de la célula. Algunos agentes, como la penicilina, inhiben la síntesis de la pared celular de las bacterias. Los agentes como los compuestos fenólicos y los detergentes alteran la permeabilidad de la membrana citoplasmática. Estas sustancias destruyen la permeabilidad, selectiva de la membrana y permiten que se escapen algunos nutrientes vitales, como el nitrógeno y el fósforo.

El calor, la radiación y los agentes fuertemente ácidos o alcalinos alteran la naturaleza coloidal del protoplasma. El calor coagula la proteína celular y los ácidos o bases desnaturalizan las proteínas, produciendo un efecto letal. Otro modo de desinfección consiste en la inhibición de la actividad enzimática. Los agentes oxidantes, tales como el cloro, pueden alterar la estructura química de las enzimas dando lugar a su desactivación.

Con respecto a la remoción de arsénico mediante procesos de coagulación- floculación- y/o sedimentación- y/o filtración, se emplean en general para caudales altos de agua, utilizan reactivos de sales metálicas tales como sulfato de aluminio ( $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ ), sulfato férrico ( $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ ), cloruro férrico ( $\text{FeCl}_3$ ). Este tipo de coagulantes se han empleado por varios años (Zhu *et al.*, 2009). La coagulación hace que el arsénico presente en el agua se convierta en un producto insoluble permitiendo la separación de este por sedimentación y/o filtración (Johnston *et al.*, 2001).

Sin embargo, en años recientes se han buscado otros compuestos químicos capaces de mejorar este tipo de procesos como el empleo de hipoclorito de calcio ( $\text{CaOCl}_2$ ) con sulfato de aluminio para remover arsénico del agua de pozos de Zimapán, ya que el hipoclorito es capaz de oxidar el As(III) a As(V) y al adicionar el sulfato de aluminio, éste logra la coagulación del medio y la remoción del metaloide.

En el caso en que el agente coagulante empleado sea el  $\text{FeCl}_3$ , se formarán oxihidróxidos precipitados del tipo  $\text{Fe}(\text{OH})_3(\text{s})$  y complejos del tipo  $\text{FeOH}^{2+}$ ,  $\text{Fe}(\text{OH})^{2+}$ ,  $\text{Fe}(\text{OH})_4^-$  y  $\text{Fe}_2(\text{H})_2^{4+}$  la carga positiva de éstos es función del pH del agua. A menor pH del agua, el número de sitios cargados positivamente en las partículas de oxihidróxidos de Fe(III) aumenta.



Durante el proceso de coagulación, el arsénico puede ser removido del agua a través de tres mecanismos principales:

1. Adsorción: sorción del arsénico disuelto en la superficie del hidróxido metálico insoluble.
2. Precipitación: formación de compuestos arsenicales insolubles de Al o Fe ( $\text{AlAsO}_4$  o  $\text{FeAsO}_4$ ).
3. Oclusión: atrapamiento del arsénico adsorbido en el interior de los hidróxidos metálicos en formación.

Las especies de arsénico son removidas, principalmente, por mecanismos de adsorción y/u oclusión en los hidróxidos formados. La precipitación de fases sólidas, con el arsénico como un ion constituyente de estas fases sólidas, sólo podría ocurrir si el producto de solubilidad del sólido se excediera, lo cual es poco probable a bajas concentraciones de arsénico.

A dosis altas de coagulante, el mecanismo predominante en la remoción de As del agua es la adsorción de éste sobre los hidróxidos metálicos amorfos recién precipitados (frescos). Una vez que el As es adsorbido sobre las partículas de oxihidróxidos de Fe(III), estas partículas se pueden remover por sedimentación y posterior filtración. Se ha demostrado que la coagulación y sedimentación, sin filtración, alcanza eficiencias de remoción de 30%, mientras que después de la filtración alcanza el 90%.

Un desempeño eficiente del proceso de filtración es crucial para prevenir la ruptura de las finas partículas coloidales de oxihidróxidos de Fe(III) sobre las cuales el As está adsorbido. Dicha ruptura puede resultar en un aumento de la concentración total de As residual (As disuelto más As particulado) en el agua tratada.

Los rangos de pH y las dosis mínimas de coagulante adecuados para el tratamiento de remoción de arsénico están gobernados por la solubilidad del hidróxido sólido amorfo metálico. La eficiencia en la remoción de As(V) puede mejorarse aumentando la dosis de agente coagulante. El proceso puede hacerse pretratando el agua con ácido hasta alcanzar el pH óptimo y después agregar el coagulante, o agregando sólo coagulante. En el primer caso, la dosis de coagulante requerida será más baja.

En el caso de la remoción de arsénico soluble por procesos de coagulación, las condiciones óptimas para la remoción pueden no corresponder a las óptimas para remover otros constituyentes de la matriz de agua, en particular fosfato y fluoruro. Algunas experiencias muestran que el uso de policloruro de aluminio permite la remoción conjunta de As y F.

La efectividad total del proceso de remoción de arsénico, aun bajo condiciones óptimas de coagulación-floculación, dependerá del subsiguiente proceso de separación sólido-líquido final. Se requiere una alta eficiencia del proceso de filtración, es decir, de remoción de las partículas coloidales en las cuales el as ha sido adsorbido, para evitar aumentos en la concentración de As residual en el agua tratada, bajo la forma de especies solubles y particuladas.

Por esta razón, la presencia de turbiedad residual puede considerarse como un indicador indirecto de arsénico residual en el agua. Cualquier mejoramiento en el proceso de filtración, se traducirá en una mejor remoción del arsénico.

La remoción de arsénico por coagulación genera lodos cuya concentración de arsénico es directamente proporcional al volumen de agua tratada, volumen de agua usada en lavado de filtros, dosis de agente coagulante y eficiencia alcanzada en remoción de arsénico. Estos lodos requieren ser sometidos a un ensayo de lixiviación (Toxicity characteristics leaching procedure, TCLP) cuyos resultados orientarán su manejo y disposición, operación que puede llegar a representar un problema importante, agregando costos significativos a la operación de este sistema de remoción de arsénico.

Este proceso empleado para la remoción de arsénico tiene como ventajas: que los compuestos químicos utilizados son en su mayoría económicos y que logran remociones hasta de un 90%. Sin embargo, se presentan desventajas como el manejo inadecuado de los residuos y la alta producción de lodos, así como la toxicidad de los residuos.

### 5.1.3 Filtración directa

En los casos en que la cantidad de sólidos suspendidos a remover es baja, las unidades en que se producen los procesos de floculación y sedimentación pueden ser eliminadas, dando origen a la tecnología de filtración directa con aplicación de coagulante para remoción de arsénico de esta forma se reducen los costos de inversión, operación y mantenimiento. Esta tecnología es una de las tecnologías recomendadas por la USEPA (2003) para poblaciones de 500 a 10,000 habitantes, con remociones de arsénico del 90%, dependiendo de la concentración de As de la fuente, con pérdidas de agua del 1 al 2%.

Estudios preliminares realizados por Garrido et al., 2013, en donde se establecieron las condiciones de operación del proceso de filtración directa, el cual está constituido por: una preoxidación del agua influente con hipoclorito de sodio ( $\text{NaClO}$ ) al 13%, como coagulante el cloruro férrico ( $\text{FeCl}_3$ ) al 40% con una dosis de Fe de 1.7 a 4.5 mg/L (relación de Fe:As, 20:44) para un rango de concentraciones de arsénico 40 a 180  $\mu\text{gAs/L}$  o (otro criterio, 1 mg  $\text{FeCl}_3$  me remueven 0.020 mg/L As, equivale a una relación de 1:50), los cuales son aplicados en línea mediante bombas dosificadoras o con un mezclador estático, posteriormente hay un tiempo de contacto para la floculación en una pequeña unidad y de allí se conduce a los filtros que pueden ser de gravedad o presión (Figuras 13 y 14) para llevar a cabo el proceso de filtración directa, los cuales son empacados con medios filtrantes duales de arena-antracita, (Arena:  $D_{10} = 0.33$  mm;  $D_{60} = 0.53$  mm;  $CU = 1.606$  y Antracita:  $D_{10} = 0.6$  mm;  $D_{60} = 0.99$  mm;  $CU = 1.65$ ) los ciclos de operación pueden ser entre 24 a 48 horas, y las tasas de filtración son de 5 a 6  $\text{m}^3/\text{m}^2\text{h}$ , con una tasa de retrolavado de  $v_f = 60$  m/h por 8 min  $\approx 4\%$  del agua producida. Caudales de filtración por filtro de aproximadamente de 3.75 a 4 L/s.

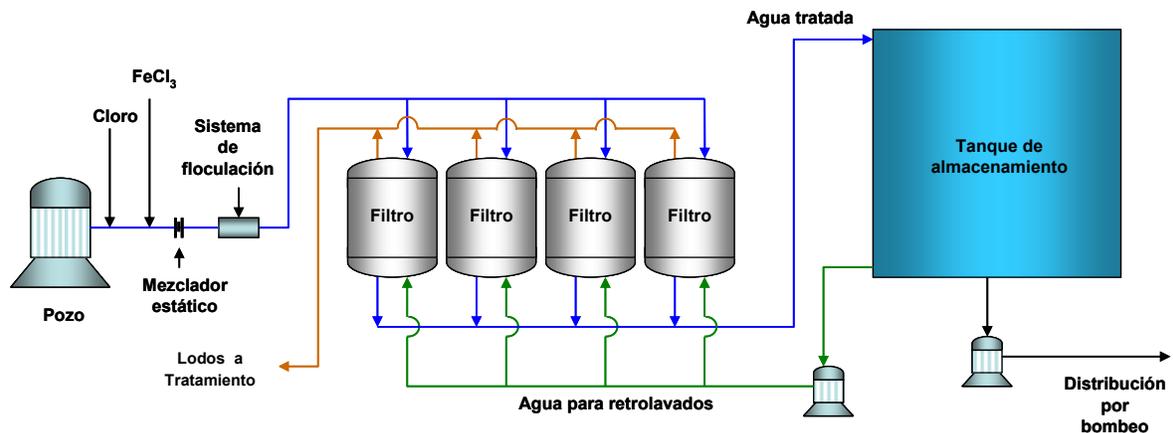


Figura 13. Filtración directa con filtros a presión.

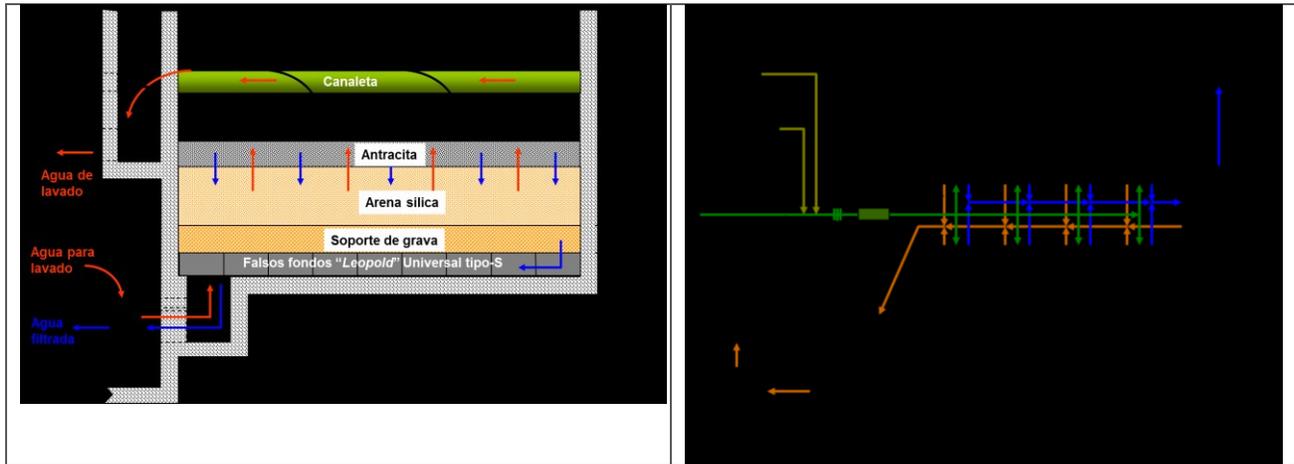


Figura 14. Filtración directa con filtros por gravedad

#### 5.1.4 Coagulación – microfiltración

Las tecnologías de filtración (microfiltración, MF, ultrafiltración, UF, y nanofiltración NF) aprovechan la diferencia de tamaño de las partículas que se desean separar en relación al tamaño de poro de la membrana. No es el caso de la ósmosis inversa. Ésta es una técnica basada en la diferente difusión o permeabilidad que tienen las sustancias en atravesar una membrana. Mientras que el solvente permea la membrana con relativa facilidad, las partículas en suspensión y disueltas en el solvente no pueden, o les cuesta mucho, poder atravesar la membrana.

Recientemente, los sistemas de membranas de MF y UF se han comenzado a utilizar para la remoción de varios contaminantes químicos tales como el arsénico, plaguicidas, hierro y manganeso, en el entendido que la eficacia de remoción depende de que dichos contaminantes sean llevados a una forma particulada mediante un pretratamiento. Además de aumentar la remoción de contaminantes disueltos, el pretratamiento químico puede mejorar el desempeño de las membranas al reducir el ensuciamiento de las mismas. En plantas potabilizadoras convencionales existentes conformadas por coagulación, floculación, sedimentación y filtración, los sistemas de membranas de MF y UF han sustituido los procesos de sedimentación-filtración o la filtración debido a una mayor producción de agua y de calidad más consistente en un espacio limitado (Farahbakhsh *et al.*, 2004).

La eficiencia de la MF para eliminar arsénico depende fuertemente de la distribución del tamaño de las partículas a las que se encuentra ligado el elemento. Las membranas de MF por sí mismas tienen una distribución de tamaño de poro muy grande (0,1 a 10  $\mu\text{m}$ ) como para rechazar arsénico disuelto o coloidal; en consecuencia, la eficiencia de la MF para

eliminar el arsénico estará en función de la proporción de arsénico particulado en el agua, siendo para aguas subterráneas aproximadamente un 10%.

El diagrama de flujo típico de la microfiltración (MF) asistida por coagulación en línea se presenta en la Figura 15. El proceso puede incluir ajuste del pH, adición de cloro para desinfectar el agua y oxidar al cloruro férrico, añadido en línea como coagulante.

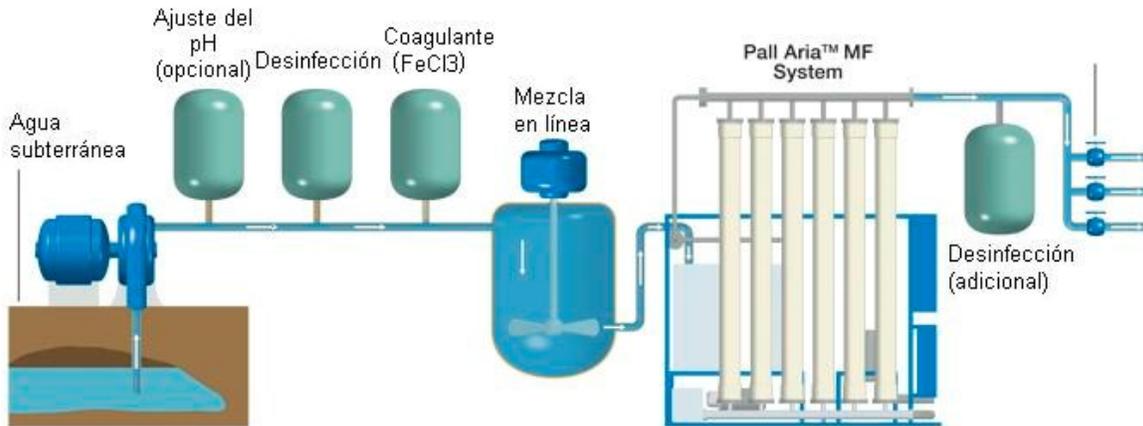


Figura 15. Diagrama de flujo típico de la microfiltración asistida por coagulación

Una vez añadidos los químicos se lleva a cabo una mezcla en línea y el agua se recibe en el tanque de regulación y alimentación al banco de membranas. Previamente a las unidades de MF el agua pasa por un filtro de malla de limpieza automática que sirve de protección para los módulos de MF. Los equipos utilizados son modulares por lo que se puede variar el número de cartuchos de membranas. El intervalo de presión de operación va de 0.7 a 3.1 bar. El piloto es semiautomático controlado por un Programador Lógico Controlable (PLC) que regula la operación normal de producción de agua y los ciclos de limpieza (aire y filtración inversa), purga y pruebas de integridad de las membranas.

Las membranas utilizadas normalmente son de fibra hueca hechas en polivinilidenofluoruro (PVDF) con un tamaño de poro promedio de 0.1  $\mu\text{m}$ . Las dimensiones de cada cartucho contenedor de membranas (módulo) pueden variar.

La filtración se realiza del exterior al interior de las membranas, por lo que las partículas son retenidas en la superficie externa de las membranas, esta configuración facilita la remoción de las partículas.

En estos sistemas las membranas se deben lavar periódicamente para remover los flocos de la superficie de éstas con la consecuente restauración de la capacidad hidráulica de las mismas. La limpieza se realiza por un volumen de agua filtrado o cada determinado tiempo lo que ocurriera primero, sin alterar las presiones de filtrado o calidad de agua. El ciclo de

limpieza consiste de tres etapas, sacudido por agua-aire de las membranas, retrolavado-drenado de lodos y llenado del tanque pulmón.

Durante el sacudido por aire, este se inyecta a presión (25 psig) por la base de los módulos filtrantes, el efecto abrasivo de las burbujas desprende las partículas adheridas a las membranas; posteriormente, se alimenta un flujo inverso de agua microfiltrada (libre de partículas y con bajo o nulo contenido de arsénico) para eliminar los lodos acumulados en los módulos filtrantes; finalmente, se inicia el ciclo de llenado del tanque pulmón con agua microfiltrada. Una vez lleno el tanque, se abre la válvula de salida del sistema permitiendo el paso del agua tratada.

Estudios realizados por el IMTA en la Comarca Lagunera, se instaló una planta piloto de MF, Sistema Aria de Pall, asistida con coagulación. Los parámetros de operación fueron: Caudal de 2 L/s, presión de operación entre 0.7 a 3.1 bar, dosificación en línea de 1.0 mg/L de NaOCl de sodio, 6.0 de FeCl<sub>3</sub>, dos módulos de membranas de tipo Microza de Pall, de fibras huecas de PVDF, con un tamaño de poro promedio de 0.1 µm; las fibras huecas cuentan con un diámetro interno/externo de 1.33/0.7 mm. Las dimensiones de cada cartucho contenedor de membranas (módulo) son 15 cm de diámetro por 2 m de longitud; el área efectiva de cada módulo es de 50 m<sup>2</sup>. Los ciclos de limpieza se realizaron cada 2000 L o 30 min el primero que ocurriera, el sacudido del aire para la limpieza se inyectó a una presión de 25 psig.

Como resultados se obtuvieron una concentración promedio final de As menor de 0.010 mg/L (As inicial promedio de 0.073 mg/L), un consumo de energía específica de 0.1987 kWh/m<sup>3</sup> de agua tratada, teniendo en cuenta la potencia de las bombas utilizadas: Dosificación de reactivos: 0.125 HP; Conducción de agua del tanque regulador de 2.5 m<sup>3</sup> al piloto: ½ HP y bomba que envía el agua a las membranas de 3 HP.

Han *et al.*, (2002) compararon dos trenes de tratamiento: Coagulación-Floculación-sedimentación y Coagulación-MF. Con una concentración inicial de As total de 0.060 mg/L, el primer tren de tratamiento alcanzó una concentración del agua tratada de 32 mg/L (47% de remoción); la coagulación combinada con MF logró una remoción del 98%. Paralelamente, la turbiedad del agua después de la sedimentación fue de 1.16 NTU, en tanto que la MF disminuyó la turbiedad hasta 0.08 NTU. Los resultados obtenidos demuestran que la dupla coagulación-MF puede mejorar la calidad del agua no solo abatiendo eficazmente las concentraciones de arsénico, sino que también es posible mejorar la calidad del agua con factores como la turbiedad y el contenido de sólidos.

El proceso es eficiente, de operación muy sencilla y de gran confiabilidad, bajo consumo de reactivos, la generación de lodos es menor que la de la coagulación convencional e incluso que la electrocoagulación. Entre las ventajas que ofrece es el requerir poco espacio para la instalación y la flexibilidad de la misma, ya que los componentes más voluminosos son los

tanques de entrada de agua cruda, de agua filtrada para retrolavado y el espesador de lodos.

### 5.1.5 Adsorción

La adsorción es un fenómeno que se produce en la superficie de partículas llamadas adsorbentes los cuales pueden ser carbón activado, óxidos de minerales y resinas poliméricas (Mohan *et al.*, 2007). Es un proceso que consiste en la captación de sustancias solubles presentes en la interfase de una solución que puede hallarse entre líquido y gas, sólido, o entre dos líquidos diferentes; la forma más común de que ocurra es la adsorción entre la interfase líquido a sólido (Metcalf y Eddy, 2004).

El proceso de adsorción se realiza en tres etapas: macrotransporte, microtransporte y sorción. El macrotransporte engloba el movimiento por advección y difusión de las sustancias a través del líquido hasta alcanzar la interfase líquido-sólido. Por su parte el microtransporte hace referencia a la difusión de las sustancias a través del sistema de macroporos del carbón activado hasta alcanzar las zonas de adsorción que se hallan en los microporos y submicroporos de los gránulos del material adsorbente. La adsorción se produce en su superficie y en los macroporos y mesoporos, mediante fuerzas de Van der Waals o de naturaleza química, pero el área superficial de estas zonas es tan pequeña que es comparada con el área micro y submicroporos, que la cantidad de material absorbido en ellos se considera despreciable. El equilibrio se alcanza cuando se igualan las velocidades de sorción y desorción, momento en el que se agota la capacidad de adsorción al carbón activado. La capacidad teórica de adsorción de un determinado contaminante por medio del adsorbente se puede determinar calculando su isoterma de adsorción. (Metcalf y Eddy 2004).

En el caso particular del arsénico se han probado materiales geológicos naturales como la hematita ( $\alpha\text{-Fe}_2\text{O}_3$ ) (Petkova, 1999), goethita ( $\alpha\text{-FeO(OH)}$ ) (Álvarez-Silva, 2009 y Garrido 2008), gibsitita ( $\gamma\text{-Al(OH)}_3$ ) y otros suelos y sedimentos que contienen estos minerales (oxisols y laterita), los cuales han sido probados en Iberoamérica a nivel de laboratorio con agua naturales. También se ha investigado materiales como arcillas (Dousavá *et al.*, 2009), la montmorillonita, bentonita y caliza (Armienta *et al.*, 2009), arena sílica, greensand (Petruševski *et al.*, 2002) y materiales cerámicos, que se recubren de óxidos-hidróxidos de hierro y manganeso, para mejorar la eficiencia de adsorción. A continuación se muestra un esquema del sistema, Figura 16.

El FeO-OH tiene una mayor capacidad de adsorción ya que tiene una mayor área superficial. Muchos óxidos de hierro son polvos finos difíciles de separar en solución por lo cual es preferente que sean soportados en otros materiales como carbón activado, zeolita, arena, etc. (Mohan, 2007). Algunos autores o instituciones como el caso de la EPA han propuesto un método económico y eficiente de remover arsénico del agua por medio

recubrimientos de óxidos de hierro sobre arena, este material se utiliza en pequeñas instalaciones de agua.

(Figura 16). Entre los adsorbentes más usados se encuentra la alúmina activada (AA) que se prepara por deshidratación térmica del hidróxido de aluminio, ésta presenta una gran área superficial y una amplia distribución de micro y macroporos. La adsorción de arsénico en AA es eficiente ya que elimina eficazmente al arsénico del agua potable con pH casi neutros. La adsorción de las especies de arsénico (V) es mejor en un pH 6.0 a 8.0, mientras la adsorción de As (III) en AA es dependiente del pH y presenta una elevada afinidad a un pH 7.6, sin embargo, muestra remociones bajas para esta especie de arsénico (Mohan, 2007). En Estados Unidos de América, la EPA recomienda el uso de la alúmina activada debido a que se ha reportado cerca del 90% de eliminación del metaloide en agua (Rosemblud, 1998). La alúmina activada tiene mal definidas las estructuras de poros y exhibe una cinética lenta, por lo cual en el 2004 se sintetizó una alúmina mesoporosa la cual tiene una superficie amplia (307 m<sup>2</sup>/g) y un tamaño de poro uniforme (3.5 nm), con la cual se hizo la remoción de arsénico en aguas contaminadas. La alúmina mesoporosa era insoluble y estable a un pH 3.7 y su cinética de adsorción fue rápida. El máximo de arsénico (V) adsorbido fue de 121 mg As (V)/g y para la adsorción de arsénico (III) fue 47 mg As (III)/g, lo cual es mayor a la alúmina activada común. El factor clave fue el tamaño del poro el cual era uniforme (Kim, 2004).

En años recientes se ha investigado el uso de nuevos materiales, más económicos y disponibles en el mercado que los actualmente comercializados. El hidróxido de magnesio Mg(OH)<sub>2</sub> ha probado ser un adsorbente eficiente de arsénico en tiempos de contacto muy pequeños (1 min) y logra remover cerca de un 99% de arsénico, sin embargo, la velocidad de adsorción se ve afectada por el pH, temperatura y la concentración inicial de arsénico. El hidróxido de calcio presenta remociones similares. Existe una controversia entre cuál de los dos adsorbentes (Ca(OH)<sub>2</sub> y Mg(OH)<sub>2</sub>) es mejor, sin embargo, han probado ser muy eficientes para remover arsénico en aguas contaminadas (Moore y Anderson, 2004).

Algunos estudios reportan la presencia de diversos iones en agua real que afectan el proceso de adsorción, como es el caso de los aniones: fosfatos, silicatos y bicarbonatos. Algunos autores reportan que los sulfatos, debido a su estructura y propiedades químicas similares al arsénico, logran unirse al metal y compiten por los sitios de adsorción. Entre los cationes que favorecen la adsorción de arsénico se encuentran el calcio y el magnesio ya que son capaces de unirse a la superficie del oxihidróxido y crear puentes con otros iones.

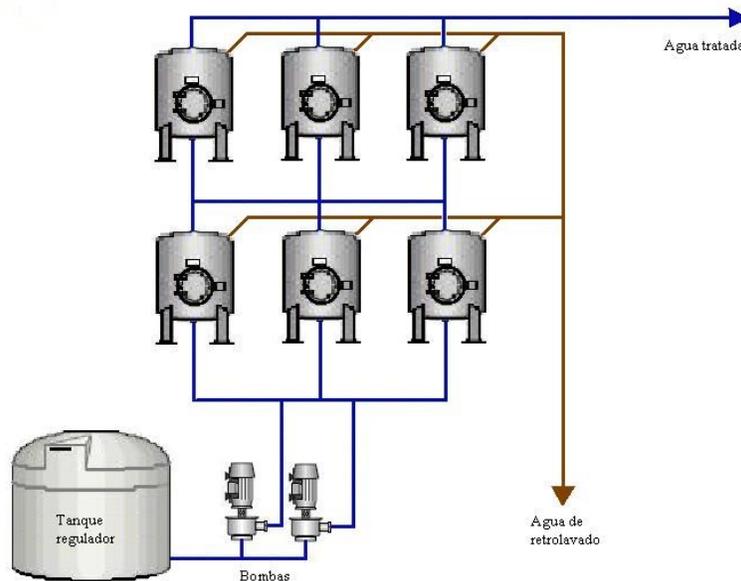


Figura 16. Diagrama de planta de adsorción en medios específicos (dióxido de titanio)

Para evaluar los adsorbentes se debe de obtener los parámetros cinéticos del sistema, que nos da información sobre los posibles mecanismos de interacción entre el soluto y el adsorbente. Existen modelos matemáticos que describen este proceso; los más empleados son el de pseudo-primer orden, pseudo-segundo orden y el de Elovich. Otro punto importante son las isothermas de adsorción que es la cantidad de materia adsorbida al equilibrio que se determinan a temperatura constante y la curva obtenida se conoce como isoterma de adsorción. Para el tratamiento de los datos experimentales y simular el proceso de adsorción, existen modelos matemáticos, los más aplicados son Langmuir y Freundlich, entre otros.

Trabajos realizados por Garrido *et al.*, (2010), se seleccionaron tres medios adsorbentes comerciales específicos para la remoción de arsénico los cuales fueron: óxidos e hidróxidos de hierro, tierras de diatomea recubiertas de hierro y dióxido de titanio con áreas superficiales entre 120 a 300 m<sup>2</sup>/g, se realizaron pruebas a nivel de laboratorio en que se obtuvieron las capacidades máximas de adsorción ( $q_{m\acute{a}x}$ ) de 0.085, 0,067, 0.063 mg As/g de medio respectivamente. Posteriormente se realizaron pruebas en continuo, se utilizó un filtro de fibra de vidrio de 28.3 L de capacidad con un diámetro de 0.25 m y 1.4 m de alto. El filtro se empacó con grava 0.25 m y 0.56 m de dióxido de titanio, con un caudal de 8 L/min, con una presión de 3 kg/cm<sup>2</sup>; para retener los sólidos suspendidos que se encuentran en el agua que se extrae del pozo se instaló un prefiltro de 20  $\mu$ m. Se utilizó un tanque regulador de 2,500 L de capacidad y el agua se alimentó al filtro través de una bomba centrífuga de 1 HP. Se realizaron retrolavados de 5 min. El comportamiento del dióxido de titanio fue satisfactorio y se apegó con mucha precisión a los cálculos hechos por el fabricante. Hasta los 14,000 volúmenes de lecho (Bed Volumen, BV) el agua tratada se mantuvo con concentraciones inferiores a 10  $\mu$ g/L de arsénico (As, la fuga de este elemento

empezó prácticamente a partir de los 14,000 BV o visto de otra forma, 28.32 L de medio fueron capaces de tratar 402.87 m<sup>3</sup> de agua, con una energía específica es de 1.11 kWh/m<sup>3</sup> de agua tratada.

Intercambio iónico:

En la remoción de arsénico, las resinas de intercambio aniónico requeridas son de base débil y fuerte. Las de base fuerte pueden remover el arseniato del agua hasta en un 87 % en un intervalo de pH de 8 a 9 e incluso se han reportado remociones del 99% de As (V) con una concentración inicial del metaloide de 0.5 mg/L (Korngold *et al.*, 2001). Este método no remueve el arsenito, aunque permite la diferenciación analítica entre las especies de arsénico. Tienen ventajas, tales como una alta capacidad y afinidad por el metaloide, aunque tienen altos costos de operación y manejo (Kim y Benjamin, 2005).

Para este tipo de tecnología es necesario tener valores altos de pH, lo cual implica aumento de costos de operación debido al uso de reactivos para ajustar el pH. Algunos iones tales como el selenio, fluoruro, fosfato, sulfato, nitrato y los sólidos disueltos totales compiten con el arsénico y afectan la duración del proceso (Mohan *et al.*, 2007, Parga *et al.*, 2005).

## 5.2 Tecnologías alternativas

### 5.2.1 Bioadsorción

La biosorción es definida como un proceso de concentración de sorbato y el prefijo “bio” hace referencia a que el sorbente es de origen biológico, por lo tanto, la superficie de adsorción tiene una composición química- biológica determinada que dependerá del material biológico empleado. El material empleado es biológico, metabólicamente inactivo, selectivo y regenerable.

La biosorción o bioadsorción está basada en la adsorción de los iones por biomasa muerta tratada con sustancias químicas y sin tratar. El proceso involucra una fase sólida (sorbente) y una fase líquida (solvente, que es normalmente el agua) que contiene las especies disueltas que van a ser adsorbidas (iones metálicos), Figura 17. El fenómeno puede ocurrir por intercambio iónico, precipitación, complejación y atracción electrostática (Villanueva-Huerta, 2006).

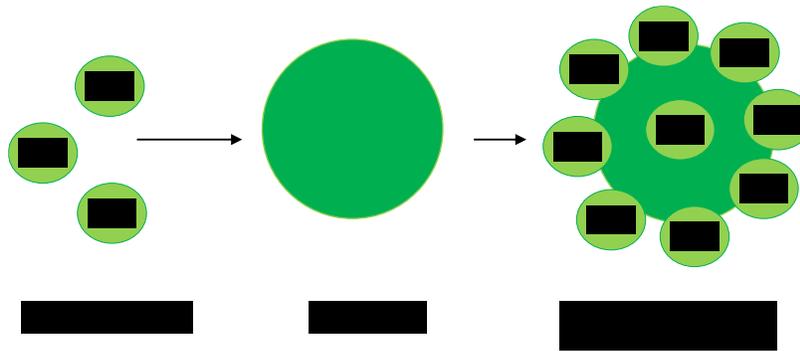


Figura 17. Bioadsorción de metales pesados

Como bioadsorbentes se pueden encontrar:

Las algas se utilizan como biosorbentes de metales pesados debido a que su pared celular contiene un gran número de grupos funcionales, principalmente carboxílicos. Así pues, la biosorción de metales depende por tanto de la protonación o desprotonación de estos grupos carboxílicos, es decir hay una dependencia de la adsorción con el pH. También se utilizan biomásas muertas de plantas de agua dulce para atrapar iones metálicos. El mecanismo de sorción para estos biomateriales es el de intercambio iónico, entre los iones metálicos y los intercambiadores fuertemente catiónicos presentes en la superficie de la planta, (Schneider & Rubio, 1999). Por otra parte, se ha utilizado la biomasa de levadura *Saccharomyces cerevisiae* en la bioadsorción de iones metálicos como el  $\text{Cu}^{2+}$ ,  $\text{Cd}^{2+}$ ,  $\text{Zn}^{2+}$ , así mismo la remoción de estos es afectada por el pH, (Yongming- Lu, 1996). El quitosano (poli-D-glucosamina) es un polímero natural que contiene en su estructura un número muy grande del grupo amino, los cuales son útiles en la remoción de iones metálicos. El quitosano se prepara a partir de la quitina, la cual se encuentra en el esqueleto de los crustáceos, artrópodos, etc., por un proceso de N-deacetilación con hidróxido de sodio concentrado a elevada temperatura.

Entre los bioadsorbentes de origen vegetal se tiene la pectina que es un polisacárido que sirve como cemento en las paredes celulares de todos los tejidos de las plantas. En general las plantas, especialmente en la piel de frutos carnosos, particularmente en el albedo de los cítricos, la cual contiene aproximadamente 30% de pectina (Villanueva-Huerta, 2006). La pectina es un éster metilado del ácido poligalacturónico, y consiste en cadenas de 300 a 1000 unidades de ácido galacturónico. El grado de esterificación (GE) afecta las propiedades gelificantes de la pectina. La estructura de la Figura 18, está conformada por tres metil ésteres ( $-\text{COOCH}_3$ ), por cada dos grupos carboxilos ( $-\text{COOH}$ ).

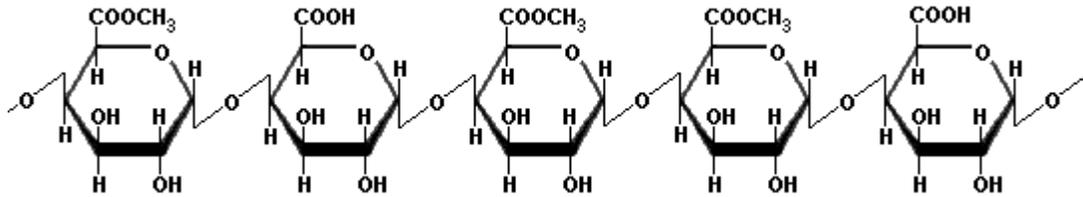


Figura 18. Estructura de la pectina.

Las frutas que tienen un mayor contenido de sustancias pécticas (g/100 g) son: naranjas, (3.5-5.5), limones (2.5-4.0) y manzanas (1.5-2.5).

Estudios realizados por Garrido *et al.*, (2014), desarrollaron dos bioadsorbentes para la remoción de arsénico del agua para consumo humano, a partir del albedo del maracuyá y naranja, se extrajo la pectina mediante la técnica de precipitación con alcohol, en condiciones ácidas, posteriormente se recubrió el bioadsorbente obtenido con iones Fe(III).

Los medios bioadsorbentes recubiertos con Fe(III) se caracterizaron obteniendo un área superficial de 0.01441 y 0.0894 m<sup>2</sup>/g respectivamente. Se identificaron los grupos activos, ácidos carboxílicos, alcoholes y anillos aromáticos principalmente, en la superficie de los bioadsorbentes, por espectroscopia de infrarrojo con transformada de Fourier (FTIR). Para cuantificar la adsorción del As(V) con respecto al tiempo, los datos experimentales se ajustaron al modelo de cinética de reacción química de pseudo segundo orden, con una capacidad máxima de sorción ( $q_{\text{máx}}$ ) de 0.192 mg As/g de pectina de maracuyá y 0.185 mg As/g de pectina de naranja. Por último, el agua tratada cumplió con el valor permisible de 0.025 mg/L indicado para el arsénico en la NOM-127-SSA1-1994 (Modificada, 2000).

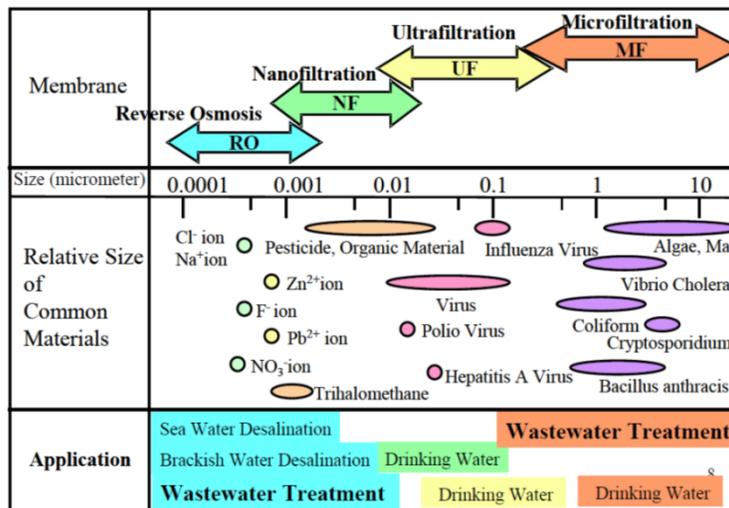
## 5.2.2 Membranas

El principio de separación basado en el uso de membranas, consiste en una barrera selectiva y semipermeable, que permite la transferencia de materia entre los medios que ella separa, es decir entre el agua de alimentación y el agua tratada. El movimiento de las especies a través de la membrana requiere de una fuerza directriz (un gradiente de presión o presión a través de la membrana), que de acuerdo a la presión aplicada se pueden dividir en cuatro diferentes procesos: Microfiltración (MF): 5-45 psi; Ultrafiltración (UF): 7-100psi; Nanofiltración (NF): 50-150psi y Ósmosis Inversa (OI): 100-150 psi.

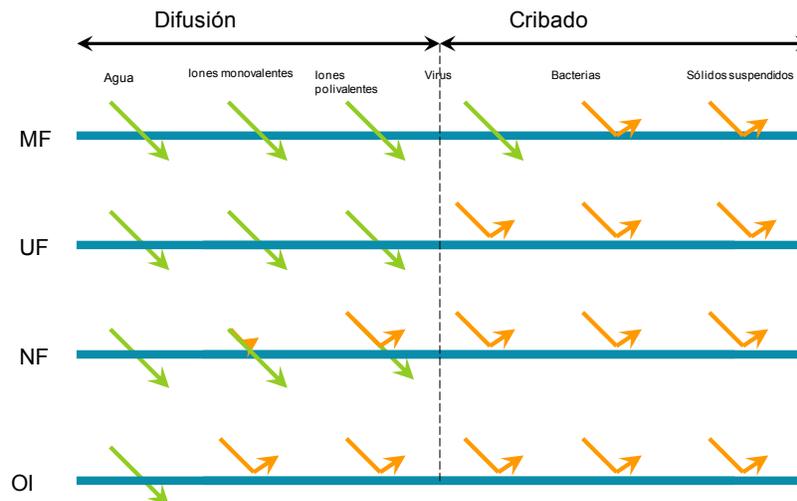
La MF y la UF son procesos que operan a baja presión (~0.5 a 5 bar), los poros de este tipo de membranas son relativamente abiertos por lo que el principio de separación de partículas en un tamiz. Por otro lado, las membranas de NF trabajan a presiones intermedias (5-40 bar) con un doble principio de separación: un rechazo estérico, en función del tamaño y forma de los poros de la membrana y los solutos a eliminar, y un rechazo electrostático ocasionado por la carga negativa de la superficie de las membranas al pH natural del agua.

Finalmente, las de OI son membranas densas, sin poros aparentes, que operan a altas presiones (>20 bar); el principio de separación de estas membranas es la difusión química (Aptel y Buckley, 1996).

El tipo y tamaño de partículas que son usualmente rechazadas por cada tipo de filtración se presenta en las Figuras 19a y 19b.



(a)



	RO/NF Membranes	UF/MF Membranes
Permeation and Rejection		
Separation Mechanism	RO: Molecular interaction Solution diffusion Electric repulsion NF: Size exclusion	MF: Dynamic separation Size exclusion UF: Electric repulsion
Pore Size	RO: <1 nm NF: 1~10 nm	UF: 10~100 nm MF: >100 nm

(b)

Figura 19. Mecanismos de rechazo de sistemas de filtración

Los límites entre cada una de las operaciones no están claramente definidos ya que son función de una combinación de factores como el tamaño de las especies por separar o la presión de operación (o a través de la membrana, PTM).

Las membranas comerciales se encuentran disponibles en una amplia variedad de materiales y configuraciones. La química del material, en particular la carga superficial y la hidrofobicidad, juegan un papel primordial en el rechazo de los contaminantes ya que estas pueden eliminarlos a través de un fenómeno de adsorción sobre la misma membrana.

La configuración de la membrana y el peso molecular de corte (PCM3) también tienen influencia en las propiedades de rechazo, así como las condiciones de operación. Por lo anterior, la selección apropiada de la membrana depende fuertemente de la calidad de la fuente de agua a tratar y las necesidades de remoción de los contaminantes presentes.

La calidad del agua de alimentación puede tener efectos significativos en la operación y rechazo del sistema. La temperatura del agua es un factor esencial en estos procesos ya que bajas temperaturas disminuyen la permeabilidad de las membranas cualquiera que sea la presión aplicada; para compensar este efecto se pueden adicionar módulos de membranas que incrementen el volumen tratado.

En comparación con las membranas de MF y UF, el tamaño pequeño de los poros en las membranas de NF y OI las hacen propensas a sufrir un rápido ensuciamiento, por lo que su aplicación va acompañada de un pre-tratamiento para la eliminación del material particulado presente. El rechazo de iones que provocan incrustaciones, como el calcio y magnesio, puede dar lugar a precipitaciones sobre la superficie de la membrana; asimismo, compuestos orgánicos y metálicos, p. ej. De hierro y manganeso, pueden promover el

ensuciamiento de la membrana. La precipitación sobre la superficie de la membrana puede dar un lugar a un taponamiento irreversible de la misma y debe ser evitado por medio de un pre-tratamiento adecuado que incluya la adición de químicos anti-incrustantes y/o ácido en el agua.

En cuanto a la eficiencia de estos procesos, ésta se maneja en términos de la recuperación del agua producto; la MF y UF tienen típicamente altas recuperaciones: MF hasta 99%, UF hasta 95%; mientras que para la NF puede ser hasta del 85% y la OI del 30 al 85%.

### NANOFILTRACIÓN

La nanofiltración (NF) es considerada como un proceso intermedio entre la ultrafiltración y la ósmosis inversa (Van der Bruggen y Vandecasteele, 2003) que permite aprovechar ciertas ventajas de ambos procesos. En relación con la ultrafiltración, la NF presenta una mayor selectividad ya que la retención se basa en efectos estéricos y de carga; con respecto a la ósmosis inversa, la NF requiere una presión de operación menor (4 a 40 bar) y produce un mayor flux de permeado, asimismo, la NF permite hasta cierta medida el paso de sales monovalentes, lo que disminuye el grado de regeneración requerida para el agua producida; todo lo anterior representa ventajas energéticas y económicas de este proceso (Maurel, 1993).

Sus aplicaciones en el campo del tratamiento del agua para consumo humano, son relativamente recientes. Inicialmente fue empleada en la eliminación de la dureza del agua al tener un alto poder de rechazo para las sales divalentes, sin necesidad, como en el caso de la OI, de remineralizar el agua con sales monovalentes como el NaCl.

Puesto que el tamaño de poro promedio de las membranas de NF es del orden de un nanómetro, a priori, las moléculas superiores a este tamaño deben ser retenidas y en consecuencia el agua por filtrada debe estar exenta de materia en suspensión (Ku et al., 2005). Cabe mencionar que el peso molecular de corte de estas membranas se encuentra entre 200 y 1000 Da (Wang y Chung, 2005) aunque algunos autores indican un intervalo más estrecho, de 100 a 500 Da (Tchobanoglous *et al.*, 2003 en Ku *et al.*, 2005).

Con respecto al rechazo basado en la repulsión electrostática, la mayoría de las membranas de NF posee una carga eléctrica que depende en primera instancia de la presencia de grupos funcionales en su superficie, en general se trata de ácidos sulfónicos o carboxílicos (Petersen *et al.*, 1993 en Wang y Chung, 2005). En segundo término, el carácter eléctrico de las membranas dependerá de las características químicas del agua de alimentación (pH, concentración de electrolitos y presencia de materia orgánica natural, polaridad, etc.). Este fenómeno permite que, por ejemplo, una membrana cargada negativamente sea de gran utilidad para la división de mezclas salinas (separación selectiva de iones (Wang y Chung, 2005), por ello, el gran interés en realizar estudios sobre la caracterización electrocinética de la superficie de estas membranas y de su comportamiento con diferentes tipos de soluciones.

Como consecuencia del doble principio de eliminación, las sustancias disueltas son retenidas en un porcentaje variable en función de la naturaleza de las moléculas y del tipo de membrana empleada; en términos generales las sales ionizadas monovalentes y los compuestos orgánicos no ionizados de peso molecular inferior a 200-250 g/mol no son retenidos por este tipo de membrana; sin embargo, las sales ionizadas multivalentes (Ca, Mg, Al, SO<sub>4</sub>) y los compuestos orgánicos no ionizados de peso molecular superior a 250 g/mol si lo son (Maurel, 1993). Globalmente, el paso de sales es del 30 al 60% para los iones monovalentes y del 5 al 15% para los bivalentes.

Se han llevado a cabo diversos estudios para la remoción de As por membranas de NF y los resultados han mostrado su efectividad; sin embargo, es importante mencionar que el proceso se ve afectado por parámetros de operación, propiedades de la membrana y la especiación del arsénico (Figura 20). La AWWARF (1998) llevo a cabo estudios piloto con soluciones separadas de As y con agua de un lago; se probaron módulos de membranas comerciales y pruebas con agua de un lago; se probaron módulos de membranas comerciales y pruebas con membranas planas; las membranas poseían una carga negativa superficial. Cómo se pudo observar, la remoción para arsénico (III) fue mínima, de tan solo 12%; en cambio para el As (V) se obtuvieron altas eficiencia de remoción, por arriba del 85%. Asimismo, la AWWARF realizó estudios a nivel piloto con diferentes tipos de aguas, superficial y subterránea, con alto (11 mg/L) y bajo contenido de materia orgánica (1 mg/L).

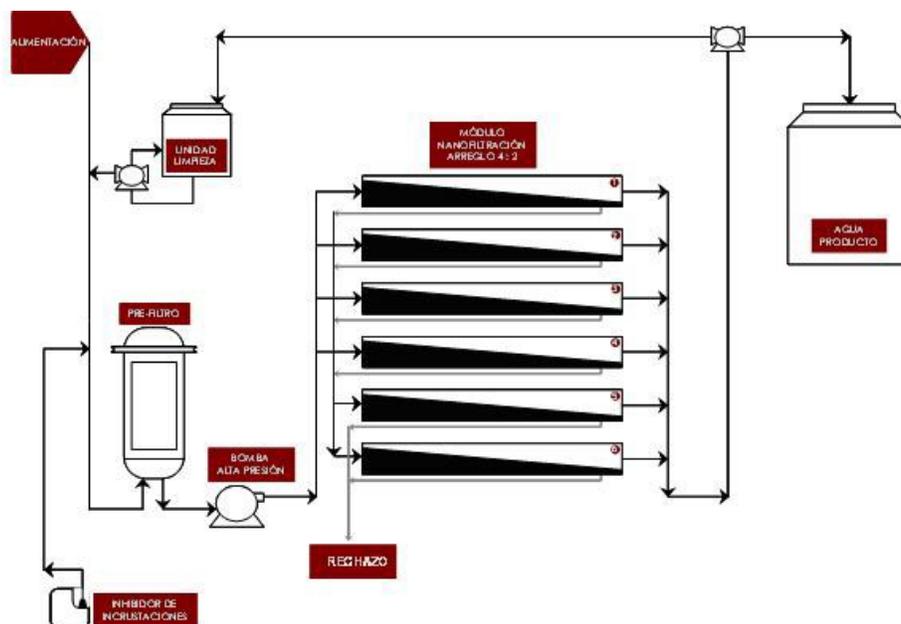


Figura 20. Esquema del proceso de nanofiltración

Durante las pruebas con un solo elemento con aguas subterráneas, las membranas mostraron una sustancial remoción del arsénico; sin embargo, en el agua con un bajo contenido de materia orgánica (COD= 1 mg/L) la remoción de As fue de solo el 60%,

mientras que en el agua con algo contenido de materia orgánica (COD= 11 mg/L) su rechazo fue del 80%. Estas diferencias significativas podrían deberse a cambios en la repulsión electrostática sobre la superficie de la membrana debido a la adsorción de la materia orgánica sobre la misma.

Las pruebas llevadas a cabo con agua superficial tratada enriquecida con arsénico mostraron una alta remoción de As(V), superior al 95%. En cambio, el rechazo para el As(III) fue en el mejor de los casos ligeramente superior al 52%; los autores mencionan que estos resultados evidencian la influencia de la difusión y la repulsión electrostática sobre el As(III). Así mismo, cabe mencionar que el As(III) es muy pequeño, por lo que fácilmente podría atravesar los poros de las membranas, por otro lado, el As(III) no presenta un alto rechazo por parte de las membranas como es el caso de As(V).

Estudios más recientes han probado las eficiencias de eliminación del arsénico con membranas comerciales, en los que ha constatado que el As(V) al poseer una carga negativa al pH natural del agua es rechazado por la superficie de las membranas en una mayor proporción que el As(III) que se encuentra eléctricamente neutro en esas mismas condiciones, por lo que atraviesa la membrana con facilidad. Un compendio de dichos estudios se presenta en los párrafos siguientes.

Sato *et al.* (2002), estudiaron la eliminación de arsénico (III y V), a partir de soluciones sintéticas y agua subterránea enriquecida con arsénico; las membranas probadas fueron: ES-10, NTR-729HF y VTR-7250 de Nitto. El estudio evaluó el rechazo por parte de las membranas en un intervalo de presión de 3 a 11 bar. En todos los casos el rechazo de As(V) fue superior al 85%, la membrana ES-10 fue la que mostró mejores resultados con eficiencias de remoción entre 95 y 98%. En el caso del As(III), las eficiencias de rechazo fueron considerablemente inferiores; las membranas NTR-729HF y VTR-7250 tuvieron una eficiencia inferior al 25%, mientras que la ES-10 eliminó entre el 60 y 80% del arsénico. Las mejores eficiencias de rechazo presentadas en el caso del As(V). En cuanto a las pruebas que comparaban la eliminación de arsénico (III) y (V) con aguas naturales y sintéticas, no hubo diferencias sustanciales; el As(V) mostró mejores rechazos (entre 80 y 100%) en ambos tipos de agua que el As(III) (<80%).

Par la misma membrana ES-10, Oh *et al.*, (2000) encontraron un intervalo de bajas presiones (2-6 bar) las eficiencias de remoción para el As(V) en forma de arsenato era del 88%, en tanto que para el As(III) como arsenito eran del 55%.

Vrijenhoek y Waypa (2000) probaron el desempeño de la membrana NF-45 (Filmtec) con aguas sintéticas con una concentración de 316  $\mu\text{g}$  de As(V); para esta membrana encontraron que el rechazo de arsénico se incrementaba del 60 al 90% con un incremento de la concentración de NaCl; en contraste con los resultados obtenidos por Sato *et al.* (2002), quienes encontraron que el rechazo del As era independiente de la presencia de iones en solución.

Saitúa *et al.* (2005), analizaron el efecto de las condiciones de operación en el rechazo de la membrana 192-NF300 (Osmonics Inc.); de acuerdo con sus resultados la eliminación del arsénico es independiente de la variación de la presión a través de la membrana (PTM), la temperatura y la velocidad de flujo cruzado. Las eficiencias de rechazo reportadas se encontraban entre 93 y 99%.

La variación del pH del agua tiene efectos sobre el rechazo por parte de las membranas. Urase *et al.* (1998) observaron, con membranas Nitto-Denko que para el As(III) el rechazo se incrementaba con el pH; mientras que para el As(V) no se observaron variaciones considerables (~90%).

Uddin *et al.* (2007) estudiaron el rechazo de ambos tipos de arsénico con membranas NF-90 y NF-200, utilizando agua superficial enriquecida con arsénico y variando las condiciones de operación. Ellos observaron que el As(V) era mejor rechazado que el As(III) con rechazos superiores al 98% contra el 65%.

### 5.2.3 Deionización capacitiva

Entre las tecnologías no convencionales de remoción de arsénico, se encuentra el proceso electroquímico avanzado de deionización capacitiva. Este proceso se basa en la desionización mediante un capacitor eléctrico, que opera como sistema de carga electrostática, configurado como un filtro compuesto de electrodos de carbón de bajo costo por el que se hace pasar una corriente eléctrica. De esta forma, las especies iónicas que contienen hierro, cloruro, arsénico, nitrato, fluoruro, entre otros, son atraídos por este capacitor y se fijan electrostáticamente a los electrodos; el resultado final es un agua libre de contaminantes (Figura 21). Las especies iónicas que quedan fijadas en los electrodos son eliminadas periódicamente de la celda como una pequeña cantidad de solución concentrada.

El proceso trabaja a través de tres etapas. En la primera, el capacitor adquiere energía por corriente directa, creando superficies positiva y negativamente cargadas. Las especies iónicas de arsénico son atraídas y adsorbidas electrostáticamente sobre la superficie de los electrodos. Para regenerar las superficies de los electrodos, se invierte automáticamente la polaridad de la celda durante la segunda etapa, ocasionando que el capacitor libere los contaminantes dentro de los canales de la celda. La tercera etapa es la remoción de los contaminantes de la celda por una purga con una pequeña cantidad de líquido, formando una solución concentrada.

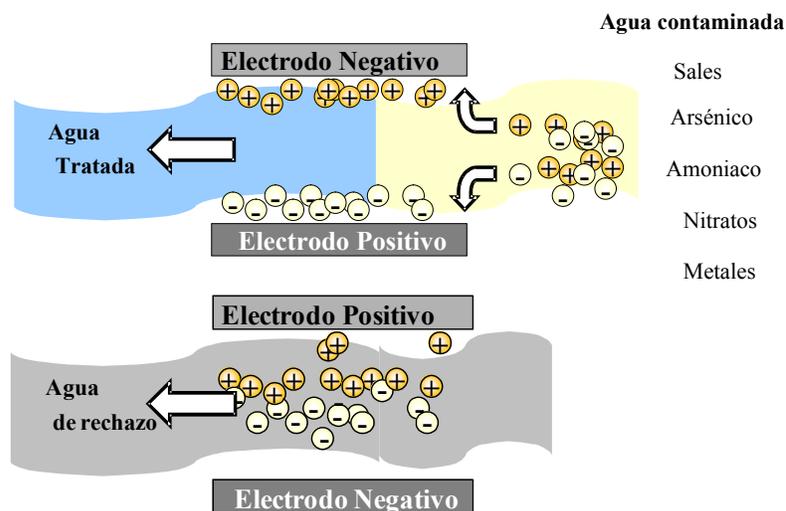


Figura 21. Proceso de deionización capacitiva: (a) atracción de iones hacia los electrodos de carga opuesta, por la aplicación de una diferencia de potencial; (b) repulsión de iones por cambio de polaridad en la celda.

El carbón es un buen conductor de la electricidad y tiene una alta capacitancia debido a su gran área superficial, con un volumen de poro de aproximadamente de  $1 \text{ cm}^3 \text{ g}^{-1}$ . Este poro retiene las sales pasivamente como si fuera una esponja, permitiendo que los iones contaminantes del agua tratada y del agua de rechazo pasen a través del capacitor. Esto causa una eficiencia coulombica menor a 1.

Esta tecnología se recomienda para un agua que contenga valores menores de  $3000 \text{ mg L}^{-1}$  de sólidos totales disueltos (STD), ya que con valores altos de STD, se produce un aumento del consumo de energía, y una disminución de la eficiencia de remoción de los iones presentes en el agua. Para resolver este problema se ha diseñado una barrera de energía conformada por membranas de cargas iónicas opuestas colocadas paralelamente a la superficie de los electrodos de carbón, que evita la contaminación cruzada de los poros por los iones lo que causa la colmatación de éstos, y la vida útil de la celda. La eficiencia coulombica cíclica es menor del 90% para altas concentraciones de sólidos disueltos.

Una vez que el capacitor es saturado con los iones, se cambia la polaridad de los electrodos y éstos son descargados a una pequeña cantidad de agua obteniéndose un concentrado que es purgado del sistema. Por lo tanto, se obtiene un agua tratada libre de arsénico y de otros compuestos iónicos y un agua de rechazo con una alta concentración de sólidos disueltos. El agua de rechazo representa de un 3 al 7% del volumen total tratado.

La corriente eléctrica máxima que se aplica debe ser de 1.3 V para evitar la electrólisis de la solución. En los capacitores la energía conducida solamente es requerida en los

extremos, y por lo tanto minimizan el colector de corriente y la resistencia de contacto, Figura 22.

Esta tecnología tiene como ventajas sobre la ósmosis reversa y la electrólisis no utilizar reactivos para la regeneración, remueve el As(III), presenta un bajo porcentaje de agua de rechazo del 3 al 7% del volumen total tratado, y es una alternativa a la ósmosis inversa, nanofiltración o electrólisis por su bajo costo en operación y mantenimiento. La ósmosis no requiere regeneración, sí limpiezas químicas.

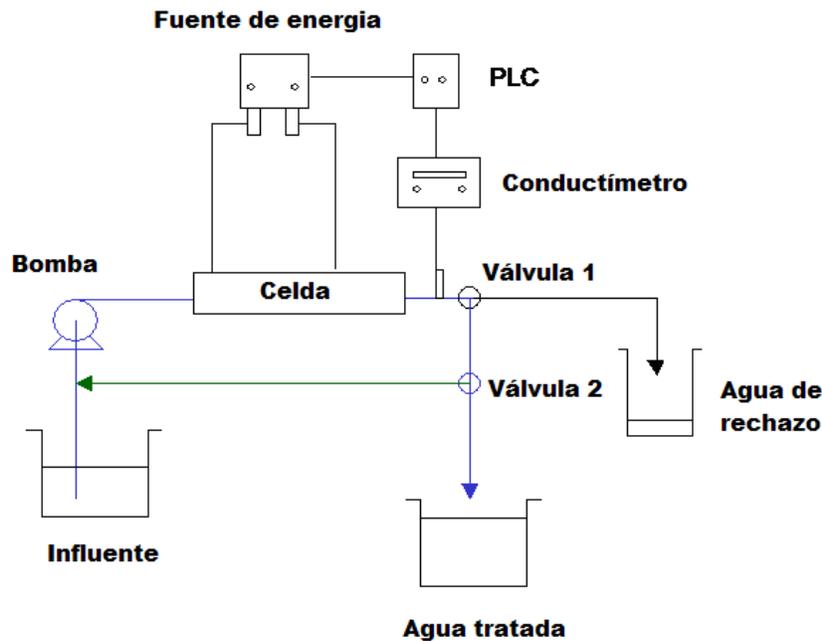


Figura 22. Diagrama de flujo del equipo DesEL-400 de deionización capacitiva

Pruebas de tratabilidad de deionización capacitiva (equipo EnPar, Canadá) en campo realizadas por Garrido *et al.* (2010) en Gómez Palacio, Durango, con una concentración de arsénico al de inicio de 0,181 mg/L, y condiciones de operación: Caudal promedio de agua tratada: 4,18 m<sup>3</sup>/d, caudal promedio de agua de rechazo: 0,27 m<sup>3</sup>/d para las dos celdas con ocho electrodos de carbón por celda, presión máxima: 21 psi, voltaje de operación: 1.3 V, se establecieron los tiempos de atracción de los iones de 300-600 s, repulsión 125 s y purga 20-50 s, límite superior de conductividad eléctrica (CE) del agua tratada de 0.2 a 0.6 mS/cm y límite inferior de CE de agua de rechazo de 2.0 a 3.5 mS/cm. Los mejores resultados se obtuvieron para las condiciones de tiempo de atracción de 480 s, de repulsión de 120 s y de purga de 20 s, con un consumo de energía que osciló entre 1,371 y 1,67 kWh/m<sup>3</sup>, comprobándose la repetibilidad del valor del consumo de energía calculado para el tratamiento del agua del pozo N° 36, con una concentración de As final <a 0.005 mg/L. Se obtuvo un rechazo de aproximadamente el 7% del volumen total tratado, valores mucho menores en comparación con los rechazos producidos aplicando tecnología de ósmosis

inversa (del 20-25%). Los bajos valores de consumo de energía necesarios en el sistema de deionización capacitiva para el tratamiento de agua con altas concentraciones de arsénico, proporcionan una tecnología de bajo costo de operación. La tecnología es de fácil operación y mantenimiento, constituyendo una buena alternativa frente a la ósmosis inversa.

### ELECTROCOAGULACIÓN

La electrocoagulación (EC) es una alternativa de tratamiento para la remoción del arsénico del agua. A diferencia de la coagulación química, el catión coagulante es generado en el agua contaminada por la oxidación electrolítica del ánodo. En este proceso, las especies iónicas son removidas por reacción con: a) un ión de carga opuesta, y b) con los flóculos de hidróxidos metálicos generados.

La EC tiene las siguientes ventajas: requiere equipos relativamente simples; es fácil de utilizar y su operación es flexible; los flóculos formados por EC son similares a los producidos por coagulación química; en la celda de EC los procesos electrolíticos son controlados eléctricamente sin dispositivos mecánicos, lo que requiere menos mantenimiento, además de que los componentes del sistema pueden ser fabricados en el país, además de la unidad de electrocoagulación se requiere un tren complementario de tratamiento conformado por las unidades de preoxidación, floculación, sedimentación, filtración a través de un medio granular de arena-antracita y desinfección. En el IMTA se llevaron a cabo el diseño y la optimización de un reactor semipiloto a escala, en el cual se utilizan ánodos de sacrificio que se corroen mediante la aplicación de una corriente eléctrica, con el objeto de liberar un catión coagulante de hierro en el agua. El reactor de EC usado en este estudio es de mezcla hidráulica y a flujo pistón, y su interior está dividido con pantallas deflectoras que a la vez fungen como electrodos (ánodos de acero comercial y cátodos de acero inoxidable, que dosifican aproximadamente 10 mg Fe/L, los gradientes de velocidad estimados por determinaciones en campo y en laboratorio, oscilaron entre 3500 a 4000 s<sup>-1</sup> con un tiempo de residencia de 5.5 s y una densidad de corriente de 51 A/m<sup>2</sup>). Esta configuración hidráulica disminuye los problemas de zonas muertas y cortocircuitos. Pruebas a flujo continuo han permitido remociones mayores al 96% con agua cuyo contenido inicial de arsénico fue de 0.1, 0.2, 0.3 y 0.5 mg/L, con una energía específica de 0.7375 kWh/m<sup>3</sup> (Rivera *et al.*, 2009).

Los residuos o lodos producidos en la EC son básicamente especies químicas de hierro ligadas al arsénico, que en su mayoría se encuentran en forma hidratada. El volumen de los lodos producidos en la EC es 50% menor que lo que se obtiene por coagulación química, debido a que los primeros están menos hidratados. Debido a su composición, estos residuos deben ser tratados para retirar de ellos la mayor cantidad de agua posible y obtener un producto fácil de manejar y, asimismo, con el mínimo volumen. El lodo deshidratado debe disponerse en lugares pertinentes, protegido de la intemperie para evitar su dispersión o su disolución.

En las Tablas 9 y 10 se muestran las ventajas y desventajas de los procesos de remoción de forma resumida.

Tabla 10 Ventajas y desventajas de los procesos de remoción de arsénico

Tratamiento	Remoción máxima (%)	Concentración As inicial	Ventajas	Desventajas
Preoxidación (NaClO)	95	300 µg/L As(III)]	Reactivos comunes Proceso rápido Bajo costo	Oxidación de otros compuestos o metales Daños a la salud por subproductos de la oxidación
Coagulación-floculación Fe <sub>2</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub> y Al(SO <sub>4</sub> ) <sub>3</sub>	95	100 µg/L	Fácil obtención de insumos. Funcionamiento simple. Efectivo sobre un amplio intervalo de pH	Alta producción de lodos, Requiere ajuste de pH. Remoción baja de As(III). Requiere preoxidación
Ósmosis inversa	95	300 µg/L	Remueve cerca del 98% de iones presentes Eficaz en el tratamiento del agua con Sólidos Suspendidos Totales(SST)	Requiere pretratamiento Caudales grandes de agua Altos costos de operación e inversión
Intercambio iónico	97	120 µg/L	Regeneración de la resina Resinas comercialmente disponibles	Requiere pretratamiento y ajuste de pH. Competencia con otros aniones
Procesos biológicos y fitorremediación	90	200 µg/L	Económicos Cuidados especiales (mantener pH, alimentación adecuada, entre otros) en el caso de microorganismos	Largos tiempos de operación Transferencia del contaminante al ser vivo Remoción a largo plazo
Procesos de Adsorción	Alúmina activada	250 µg/L	Buen adsorbente y selectivo para As(V). Comercialmente disponible	Altos costos para la regeneración Reajuste de pH
	Óxidos de hierro	5 mg/L	Adsorción de As(III y V) Alta abundancia en la naturaleza. Remoción de altas Concentraciones. Tiempos de contacto bajos	Sólidos suspendidos y precipitados de hierro Disposición final del adsorbente. Competencia con otros iones
	Carbón activado	200 µg/L	Amplia disponibilidad de insumos. Algunos son selectivos para metales pesados	Remoción a bajas concentraciones Altos costos. Competencia con otros iones

Tabla 11. Tecnologías disponibles para la eliminación de arsénico de agua para uso y consumo humano

Método	Ventaja	Desventaja
Co-precipitación	<ul style="list-style-type: none"> <li>Efectivo para eliminar As (V).</li> <li>Productos químicos simples de costo relativamente bajo</li> <li>Bajos costos de capital</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Problemas a corto plazo con lodos generados.</li> <li>La operación requiere personal calificado.</li> </ul>
Coagulación con Sulfato de aluminio	<ul style="list-style-type: none"> <li>La alúmina es un medio granular durable y disponible.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Es necesaria una eficiente preoxidación</li> </ul>
Coagulación con FeCl <sub>3</sub>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Más eficiente que la alúmina.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Remoción parcial del arsénico (III).</li> </ul>
Ablandamiento con cal	<ul style="list-style-type: none"> <li>Puede lograr altas eficiencias de eliminación a un pH superior a 10.5</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Se requiere ajustar el pH.</li> </ul>
Técnicas de sorción	<ul style="list-style-type: none"> <li>No hay generación de lodos diariamente.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Se requiere monitorear el punto de ruptura en el lecho.</li> <li>Requiere de una regeneración periódica o cambio del medio sorbente.</li> </ul>
Alúmina activada (AA)	<ul style="list-style-type: none"> <li>La alúmina activada es efectiva aún en agua con alto contenido de sólidos disueltos totales (SDT).</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Se requiere ajustar el pH.</li> <li>Debido a que la AA es altamente selectiva por As (V), existen problemas en la regeneración.</li> <li>Puede no ser eficiente a largo plazo por que pierde capacidad de adsorción con cada ciclo de regeneración</li> </ul>
Arena recubierta con óxidos de hierro	<ul style="list-style-type: none"> <li>Es económico.</li> <li>No se requiere regeneración.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Generación de lodos.</li> <li>Es necesaria una eficiente pre-oxidación.</li> </ul>
Zeolitas recubierta de óxidos de hierro	<ul style="list-style-type: none"> <li>Es económico.</li> <li>No se requiere regeneración.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Generación de lodos.</li> <li>Es necesaria una eficiente pre-oxidación.</li> <li>Mayor eficiencia a pH ácidos.</li> </ul>
Resinas de intercambio	<ul style="list-style-type: none"> <li>Eliminación eficiente de arsénico.</li> <li>Las resinas son un medio bien definido, así como su capacidad.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>La operación y el mantenimiento requieren personal calificado.</li> <li>La regeneración crea un problema de disposición de lodos.</li> </ul>
Técnicas de membrana	<ul style="list-style-type: none"> <li>Su funcionamiento se encuentra bien definido.</li> <li>Alta eficiencia en eliminación.</li> <li>No genera residuos sólidos tóxicos.</li> <li>Requiere de poco espacio.</li> <li>Capaz de eliminar otros componentes.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Altos costos de inversión.</li> <li>Altos costos de operación.</li> <li>Generación de residuos líquidos tóxicos.</li> <li>Se requiere un pretratamiento del agua.</li> </ul>
Ósmosis inversa (OI)	<ul style="list-style-type: none"> <li>Eficiencias de eliminación mayores al 95 %.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Las membranas no soportan agentes oxidantes.</li> </ul>
Electrodialisis	<ul style="list-style-type: none"> <li>Eficiencias de eliminación mayores al 80 %.</li> <li>Más fácil de operar que la OI.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Las membranas no soportan agentes oxidantes.</li> </ul>
Nanofiltración	<ul style="list-style-type: none"> <li>Eficiencias de eliminación mayores al 90 %.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Las membranas no soportan agentes oxidantes.</li> </ul>

Fuente: Gary *et al.*, 1999 y modificada por Garrido *et al.*, 2006

## 6 TRATAMIENTO Y DISPOSICIÓN DE LODOS Y RESIDUOS PROVENIENTES DE LA REMOCIÓN DE ARSÉNICO

En la producción de residuos líquidos y sólidos que contienen arsénico cuando se escoge un sistema de tratamiento de agua para remoción de contaminantes, éste conlleva implícitamente una generación de residuos, la cual debe ser minimizada. Para ello se debe tomar en cuenta los siguientes aspectos: Reducción de los residuos en las etapas iniciales, selección de la fuente de agua cruda, selección del proceso de tratamiento, configuración hidráulica de las unidades de proceso, selección de los químicos, selección de medios o membranas: filtrante, adsorbente e intercambiador iónico.

Actualmente en las plantas nuevas prevén instalaciones para su deshidratación pero no existen suficientes estudios sobre la caracterización de los mismos para decidir acerca de su disposición final en forma segura. En la Tabla 11 se muestran los residuos generados en los procesos de remoción de arsénico.

Tabla 12. Residuos generados en las tecnologías de remoción de As (Adaptada por Garrido, 2015 de Amyetal., 1999)

Tecnología	Porcentaje de remoción de As del agua (%)	Volumen residuo producido (L/m <sup>3</sup> )	Concentración de As en el residuo (mg/L)	Cantidad de sólido producido (kg/m <sup>3</sup> )	Concentración en lixiviado (TCLP) (mg As/L)
<b>Coagulación /Filtración</b>	As(V): >80 As(III): 20-80	4.3	9.25	21.59	0,0009
<b>Coagulación Fe(III) y microfiltración</b>	As(V): >95	52.6	0.76	13.50	1,56
<b>Ablandamiento</b>	As(V): >90	9.6	4.2	239.89	0,0039
<b>Intercambio iónico</b>	As(V): >85	4.0	10	0.623	-
<b>Alúmina activada</b>	As(V): >95	4.2	9.52	2.8	0,0093
<b>Adsorción, óxidos de hierro</b>	As(V): >99 As(III): >80	21	1.9	2.8	-
<b>Nanofiltración/ Ósmosis inversa</b>	As(V): >90/95 As(III): >70	200-300	0.098	-	-



Figura 23. Esquematización de tratamientos de remoción de Arsénico y posibles residuos

Por lo que es importante el tratamiento de los lodos con As generados en las plantas potabilizadoras, así como eliminar parcial o totalmente el agua que contienen y así disminuir su volumen para facilitar las operaciones de transporte y disposición final. Entre los métodos de tratamiento para reducir el volumen de lodos se encuentran los siguientes: espesamiento, acondicionamiento y deshidratación, a continuación, se da una breve descripción de cada uno de estos procesos.

**Espesamiento por gravedad:** Es un método de separación sólido-líquido empleado para incrementar el contenido de sólidos y reducir el volumen de los lodos sin gran consumo de energía. Por este proceso se pueden concentrar los lodos provenientes del sedimentador (0.5 a 5.0 %) hasta un 15% después de ser espesados.

**Acondicionamiento:** Aún espesados, los lodos contienen una gran proporción de agua: 80 a 90 % si estas materias son minerales, pesadas y granulosas; por ello, es necesario acondicionar el lodo por medios físicos o químicos a fin de mejorar sus características de deshidratación, de tal manera que sea drenable, filtrable o centrifugable.

**Deshidratación:** El principal objetivo es incrementar la concentración de sólidos en la torta mediante la remoción de la porción líquida, se pueden utilizar medios naturales o físicos (mecánicos) para reducir el contenido de humedad presente en el lodo por las siguientes razones: Para eliminar el exceso de humedad y costos de transporte del lodo hasta el lugar de su disposición final son notablemente menores cuando se reduce el volumen de agua.

Actualmente en las plantas de tratamiento se prevén instalaciones para su deshidratación, pero no existen suficientes estudios sobre la caracterización de los mismos para tratar y disponer el lodo de manera adecuada.

Factores que caracterizan las propiedades del lodo: Es necesario conocer para su tratamiento posterior, varias características que definirán la capacidad de deshidratación y filtración de lodos. Existen varios parámetros que influyen en el comportamiento de la deshidratación del lodo, Dick y Ball (1980) resumieron estos factores dentro de tres categorías:

- Propiedades de los fluidos: contenido de agua ligada, viscosidad, fuerza iónica y densidad.
- Propiedades de la partícula: distribución del tamaño y forma, potencial y área superficial y densidad.
- Propiedades del lodo: concentración de sólidos, permeabilidad, resistencia a la filtración y propiedades electrocinéticas (Lotito *et al.*, 1993).

Cornwell *et al.*, (1987) han clasificado estos parámetros en características físicas y químicas, a continuación se detallan cada una de éstas.

#### *Características físicas*

Knocke ha dividido las propiedades físicas de los lodos dentro de macropropiedades y micropropiedades. Las primeras incluyen parámetros como la resistencia específica a la filtración, la velocidad de sedimentación y la concentración de sólidos; dentro de las micropropiedades están la distribución del tamaño de partícula y la densidad (Cornwell, *et al.*, 1987).

Las pruebas que definen las macropropiedades del lodo pueden ser usadas como ayuda en la selección de un proceso de deshidratación y así determinar la relativa facilidad de filtración, además, pueden ser útiles como herramientas operacionales para determinar las dosis de acondicionamiento. Las cuatro pruebas principales son: la resistencia específica a la filtración, el tiempo de succión capilar, el tiempo a la filtración y la compresibilidad. A continuación se detallan cada una de éstas:

#### *Resistencia específica a la filtración (REF)*

Esta prueba tiene gran utilidad para comparar las características de filtración de distintos lodos provenientes de plantas potabilizadoras y determinar las necesidades de tratamiento para producir una torta que ofrezca mínima resistencia y optimizar el funcionamiento de la deshidratación del lodo (Bishop, *et al.*, 1987; Ramalho, 1993).

La resistencia específica es una magnitud esencial representativa del lodo, por lo tanto, un proceso de acondicionamiento (físico o químico) tendrán por objeto reducir esta resistencia, de forma que se acelere la filtración (Barraqué, 1987). La REF tiene ventajas sobre otras pruebas para la medición de la deshidratación de los lodos. Una de ellas es la independencia de la concentración de los sólidos suspendidos en el lodo y otra es la facilidad de aplicación a cualquier tipo de lodo.

El cálculo de la resistencia específica se basa en la ley de Poiseuille-D'Arcy, de la cual se obtiene la ecuación básica de filtración (Cornwell, *et al.*, 1987; Ramalho, 1993):

$$\frac{dV}{dt} = \frac{PA^2}{\mu (rcV + R_m A)} \quad (1)$$

donde:

V = Volumen de filtrado

t = Tiempo de filtración

P = Presión de vacío aplicado

A = Área de filtración

$\mu$  = Viscosidad del filtrado

r = Resistencia específica de la torta al paso del filtrado

c = Concentración de sólidos depositados por unidad de volumen de filtrado

R<sub>m</sub> = Resistencia inicial del medio filtrante (generalmente despreciable)

#### *Tiempo de succión capilar (TSC)*

El tiempo de succión capilar (ASTM 2710-6) es una técnica cuantitativa que determina la velocidad de liberación del agua de un lodo. Los resultados pueden ser usados como ayuda en los procesos de deshidratación; para evaluar el acondicionamiento y dosis de reactivos químicos aplicados en los lodos; o, cuando se usa el procedimiento de prueba de jarras y sedimentación de sólidos, para evaluar los efectos de la coagulación en la velocidad de liberación del agua de los lodos (Tiller, *et al.*, 1990; Greenbert, *et al.*, 1992).

Es una prueba simple y rápida la cual consiste en colocar una capa delgada de lodo en un pequeño cilindro sobre un papel filtro de cromatografía. El papel extrae el líquido del lodo mediante acción capilar. El tiempo requerido para que el líquido recorra una distancia especificada es registrado automáticamente monitoreando el cambio de conductividad ocurrida en dos puntos prefijados y en contacto con el papel. Este tiempo, reportado en segundos, es indicativo de la velocidad del agua drenada.

#### *Tiempo a la filtración (tF)*

Una simplificación de la prueba de REF es el tiempo a la filtración, éste se realiza con el mismo equipo utilizado en la REF. Los únicos datos que se registran son el volumen inicial y el tiempo requerido para que se filtre la mitad del volumen utilizado, el tamaño de la muestra es muy importante para obtener una comparación de resultados (Bishop, *et al.*, 1987). El tiempo a la filtración (ASTM 2710-H) está en correlación con el tiempo de succión capilar y es similar a la resistencia específica a la filtración si el contenido de sólidos en el lodo y la viscosidad del filtrado no varían entre las muestras comparadas. Los datos obtenidos de esta prueba pueden ayudar en la operación diaria del proceso de deshidratación del lodo o para evaluar el efecto del tipo y dosis de polímero sobre el acondicionamiento de un lodo (Greenbert, *et al.*, 1992).

Aunque es similar a la REF, la prueba de tF es superior en simplicidad, rapidez y facilidad de realización, sin embargo, la concentración de sólidos suspendidos en el lodo tiene un efecto significativo en los resultados. En la evaluación de lodos acondicionados, los datos son comparables cuando las concentraciones iniciales de sólidos suspendidos son semejantes. Sin embargo, se puede realizar una corrección aproximada para concentraciones diferentes de sólidos dividiendo el valor del tiempo de filtrado por la concentración de sólidos correspondientes (Greenbert, *et al.*, 1992).

### *Compresibilidad*

Esta prueba consiste en medir la resistencia específica a la filtración ( $r$ ) a diferentes presiones ( $P$ ) hasta obtener la deshidratación por aplastamiento de la torta de lodos. Al aumentar la presión diferencial se produce un cierre de los poros de la torta, lo que da una resistencia mayor a la filtración (Barraqué, 1979). La mayoría de los lodos forman tortas compresibles para las cuales la tasa o velocidad de filtración y la resistencia específica están en función de la pérdida de carga o diferencia de presión a través de la torta. Este efecto se representa por la siguiente ecuación (Ramalho, 1993):

$$r = r'P^S \quad (2)$$

En donde  $S$  es el coeficiente de compresión de la torta. A mayores valores de  $S$  más compresible es la torta. Para  $S = 0$ , la resistencia específica es independiente de la presión y la torta es incompresible.

### *Características químicas*

Una disposición adecuada de los lodos provenientes de plantas de tratamiento de agua aumenta el interés en el conocimiento de los constituyentes químicos de los lodos. El mayor constituyente de cualquier lodo de aluminio es el agua (99% aproximadamente), las cantidades del agua influyen en los requerimientos de energía específica para la separación de sólidos. Es importante tener conocimiento de estos prerequisites para una selección razonable del proceso más efectivo de deshidratación con respecto al costo para la reducción del volumen de lodos (Smollen, 1990; Tsang y Vesilind, 1990).

En la búsqueda de un tratamiento para la eliminación de agua, es importante conocer las diferentes formas en las que se encuentra constituida. Pyper (1985) distingue tres clasificaciones del agua en matrices sólidas. La primera y la más simple es la "definición operacional", que se basa en hipótesis arbitrarias, en la cual, Riley (1983) separa el agua dentro de cuatro tipos dependiendo de su evolución a diferentes rangos de temperatura. La segunda clasificación es la "definición energética", en este contexto, Catalano (1969) define una interacción de energía necesaria para romper la ligadura del agua en la partícula sólida y describe el estado del agua en el sólido como "agua ligada con  $X$  kcal/mol". La tercera clasificación es la "definición estructural", la cual depende del tipo de ligaduras que existen entre el agua y las partículas sólidas (Colín y Gazbar, 1995).

Aunque los nombres dados a las fracciones del agua (a la cual se le denomina también como humedad) en un lodo pueden ser diferentes, la clasificación más frecuentemente usada es la operacional (Colín y Gazbar, 1995).

Por lo anterior, el contenido de humedad en un lodo es separada en dos categorías: humedad libre (no asociada con los sólidos), eliminable con bastante facilidad y humedad ligada. Rolf y Halde (1979) distinguen tres tipos de humedad ligada: mecánicamente ligada (intersticial), físicamente ligada (superficial) y químicamente ligada. Para la liberación de este tipo de humedad se necesita de un tratamiento más avanzado. La proporción de humedad libre y ligada es determinante en la deshidratación de un lodo (Tsang y Vesilind, 1990; Robinson y Knocke, 1992; Lotito, *et al.*, 1993; Colín y Gazbar, 1995).

Estudios realizados por Garrido y García, (2016), de las propiedades físicas y químicas de los lodos producidos en la remoción de As de agua para consumo humano mediante los procesos de coagulación-floculación-sedimentación, con cloruro férrico, en primer lugar se obtuvieron los valores óptimos de las variables: A: pH: 7,20; B: Dosificación de  $\text{FeCl}_3$ : 34,33 mg/L; C: Dosificación del polímero: 0,89 mg/L para una concentración de As inicial de 0,150 mg/L, posteriormente se estudiaron las características físicas y químicas de este lodo.

Para el acondicionamiento químico de los lodos obtenidos del proceso de espesamiento por gravedad durante (12 h), se realizó un screening con cinco polímeros, de los cuales se seleccionaron los dos mejores (P1: Bufloc 5240 y P2: Fo465055H) polímeros según las variables de respuesta: Concentración final de As en el sobrenadante (0 mg As/L) y SSED de los lodos producidos (350-380 mL/L respectivamente). Con respecto a la resistencia específica del lodo, el menor valor se obtuvo para el P2.

Las características físicas de los lodos acondicionados con los dos tipos de polímeros (P1, P2) mejoran significativamente en: Índice de Willcomb, sólidos totales y sedimentables, sólidos en la torta húmeda y seca. Con respecto a los porcentajes de humedad en la torta seca (cf) antes y después del acondicionamiento son bajos, para el lodo producido en la C-F es de 86.7% y pasa a P1 de 82.65% y P2 a 83.75%. Por lo que se debe de disminuir la humedad en la torta para una mejor deshidratación. El aumento de la concentración de hierro con respecto al lodo inicial es; 4.54 veces (P1) y 3.42 veces (P2). El pH es ligeramente ácido para la etapa de acondicionamiento. La fracción de la humedad superficial es la más importante en la deshidratación, debido a que esta no puede ser removida mecánicamente a menos que se aplique un acondicionamiento previo. La humedad intersticial está ligada dentro de la estructura del flóculo y puede convertirse en humedad libre si éste es destruido. La humedad libre representa la mayor parte del lodo y termodinámicamente se comporta como agua pura.

## 7 TÉCNICAS ANALÍTICAS DE DETERMINACIÓN DE ARSÉNICO

La determinación de arsénico en muestras de agua tiene dos facetas que consideramos de importancia. Una de ellas es la concentración total del mismo y la otra la especiación. Las técnicas empleadas utilizan diferentes sistemas, pero las que se basan en la transformación del arsénico en un gas para su posterior detección mediante el uso de sistemas ópticos, parecen ser las de mayor prestación. De particular importancia es la espectrometría de Masas con ICP, ya que permite la determinación de pequeñas concentraciones de arsénico, y si se acopla con la cromatografía también permite la determinación de diferentes especies de este analito. Esto último, con el empleo de técnicas que permiten la obtención de respuestas binarias rápidas altamente confiables, parece ser el futuro cercano a la química analítica del arsénico. (Martínez y Gasquez, 2005).

### 7.1 Colorimétricos

La mayoría de los métodos colorimétricos para la medición de arsénico se basan en el antiguo método de Gutzeit. Este método genera gas arsina por reducción de As en condiciones ácidas por adición de polvo de cinc y cuantificación de la arsina por atrapamiento, ya sea en solución de dietilditiocarbamato de plata o en papel impregnado con bromuro de mercurio. Varias intercomparaciones con resultados de laboratorio indicaron un límite de detección efectivo de 1,3  $\mu\text{mol As/L}$  (100  $\mu\text{g As/L}$ ) de As para varios kits de campo basados en este método.

		
<p>LaMotte</p>	<p>Hach</p>	<p>Arsen-test (Merck)</p>
<p>Emplea una tira de prueba. Los compuestos inorgánicos <math>\text{As}^{+3}</math> y <math>\text{As}^{+5}</math> se convierten en gas Arsina. Método: Comparación visual por tiras reactivas. Rango: 4 a 400 <math>\mu\text{g/L}</math> (ppb)</p>	<p>Tiene una gama de colores más amplia y la escala de concentraciones es entre 10 y 70 <math>\mu\text{g/L}</math>. Los tubos de reacción tienen una tapa, la cual atrapa el gas arsina producido en la determinación (Erickson, 2003)</p>	<p>Este kit trabaja a concentraciones menores de 10 <math>\mu\text{g/L}</math> o mayores de 100 <math>\mu\text{g/L}</math>. Además, durante su desarrollo se produce gas arsina que es muy tóxico. La parte más débil de este método es la escala de color y los tubos de reacción que son de cristal</p>

Figura 24. Kit comercial determinación de arsénico, métodos colorimétricos

## 7.2 Fotométricos

La fotometría o “medida de la luz” es un método óptico basado en el principio por el cual muchas sustancias, combinándose con reactivos adecuados, dan lugar a la formación de un color determinado, cuya intensidad es proporcional a la concentración de la sustancia a medir. Cuando una sustancia se expone a un haz de luz de intensidad  $I_0$ , una parte de la radiación es absorbida por las moléculas de la sustancia, que a su vez emite una radiación de intensidad inferior a  $I_0$ .

- La cantidad de radiación absorbida la da ley de “Lambert- Beer “:  $A = \log I_0/I$
- La absorción también se da por:  $A = \epsilon_{\lambda} c d$
- Donde  $\epsilon_{\lambda}$  coeficiente de extinción molar de la sustancia a una longitud de onda
- $c$  concentración molar de la sustancia
- $d$  distancia óptica que la luz recorre a través de la muestra
- Por tanto la concentración ( $c$ ) puede calcularse por el color de la sustancia determinando la radiación emitida ( $I$ ), ya que los demás factores se conocen.

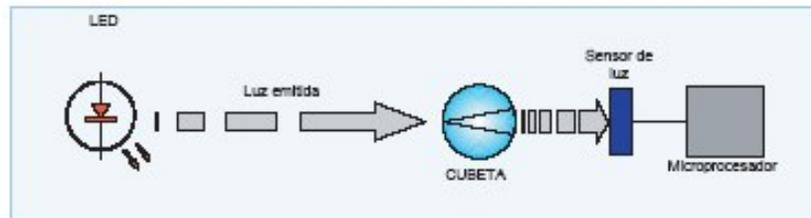


Figura 25. Principio de funcionamiento determinación de sustancias método fotométrico



Figura 26. Kit comercial, Método fotométrico 0.001 - 0.100 mg/L As Spectroquant®

### 7.3 Nuevas técnicas de determinación en campo

Los métodos por comparación de color se basan en la identificación visual para generar resultados cualitativos, que pueden no ser muy fiables en el rango inferior debido a la subjetividad del ojo que hace el test y la sensibilidad varía de persona a persona. El medidor digital Arsenator Wagtech no sufre de esta limitación y debería, en teoría, ser capaz de generar resultados cuantitativos, exactos y fiables. El instrumento tiene un rango lineal de 0 a 100 mg/L, una precisión de  $\pm 20\%$  para las normas de control de calidad 50 mg/L, y un límite de detección de alrededor de 4,4 mg/L.

Utiliza dos reactivos A1 (ácido sulfámico en polvo) y A2 (borohidruro de sodio en tableta); dos filtros de prueba, uno en el frasco con etiqueta negra el cual está revestido de bromuro de mercurio y el otro en el frasco con etiqueta roja que contiene un filtro revestido con yoduro de potasio que actúa como depurador y absorbente del exceso de gas arsina liberado en la reacción.



Figura 27. Método no convencional para la cuantificación de arsénico de la marca Wagtech Arsenator Digital Kit

### 7.4 Espectrometría de absorción atómica

El método para la determinación de metales por espectrofotometría de absorción atómica en aguas naturales, potables y residuales se basa en la generación de átomos en estado basal y en la medición de la cantidad de energía absorbida por estos, la cual es directamente proporcional a la concentración de ese elemento en la muestra analizada.

#### 7.4.1 Técnicas espectrométricas atómicas

Generación de Hidruros (HG) asociada con Espectrometrías de Absorción Atómica (ASS)\* y Fluorescencia atómica (ASF).

La generación de hidruros, es la técnica con derivatización más utilizada para la detección.

El sistema de HG se puede emplear para metodologías en línea, lo cual tiene importantes implicancias en la eliminación de interferencias e incremento de la sensibilidad.

Espectrometría de Absorción Atómica con Atomización Electrotérmica (ETAAS).

La espectrometría de Absorción Atómica con Atomización Electrotérmica (o con horno de Grafito (GFAAS)) es uno de los métodos espectrométricos que se pueden acoplar a la Generación de Hidruros. ETAAS está basada en la absorción de átomos libres producidos.

Electroforesis capilar (CE)

Esta técnica combinada con ICP-MS se transforma en una forma poderosa de obtener especiación de arsénico a niveles de trazas en el laboratorio.

## 7.5 ICP-masas

La técnica de espectrometría de masas con plasma de acoplamiento inductivo (ICP-MS, del nombre en inglés Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry), es una variante de las técnicas de análisis por espectrometría de masas. Las ventajas principales de esta técnica radican en la alta precisión, bajos límites de detección y bajo coste económico, analizando la mayoría de los elementos e isótopos presentes en la tabla periódica de manera simultánea en no más de un par de minutos. Es por lo tanto una técnica ideal en el análisis de aguas, lixiviados de rocas y minerales, alimentos etc.

Esta técnica de análisis elemental e isotópico se ha venido imponiendo para las más diversas aplicaciones en las últimas dos décadas. Esto se debe principalmente a su capacidad de discriminar isótopos y a sus bajos límites son mucho más bajos que los de otras técnicas analíticas más convencionales (Figura 28) como fluorescencia de rayos X, espectrometría de emisión o absorción atómica, etc.

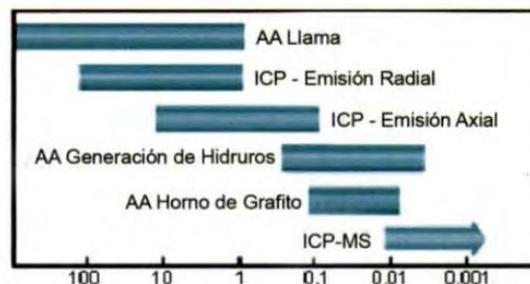


Figura 28. Rangos aproximados de los límites de detección en µg/L

Para describir con mayor facilidad un ICP-MS, se puede dividir el sistema en cinco partes: Introducción de muestras, Generación de iones (Plasma), Interfase de acondicionamiento, Discriminador de iones (p.ej. un cuadrupolo) y detector (Figura 29).



Figura 29. Esquema de Espectrómetro de Masas con Plasma Inductivamente acoplado, ICP-MS

Por medio de esta técnica En muestras ambientales y biológicas, se han identificado más de 20 especies de arsénico. En función de sus características de unión, que comportan diferentes toxicidades y propiedades químicas. Sobre la base de datos estructurales, IC-ICP-MS permite la separación y la identificación ambigua en diferentes especies de arsénico en formas inorgánicas y orgánicas.

## 7.6 Biosensores

Un biosensor ó bioreportero es un dispositivo de medición que está conformado por un componente de detección biológico que es capaz de reconocer cambios físicos o químicos, unido o acoplado a un elemento de transducción que produce una señal medible en respuesta a cambios en el ambiente (Daunert *et al.*, 2000).

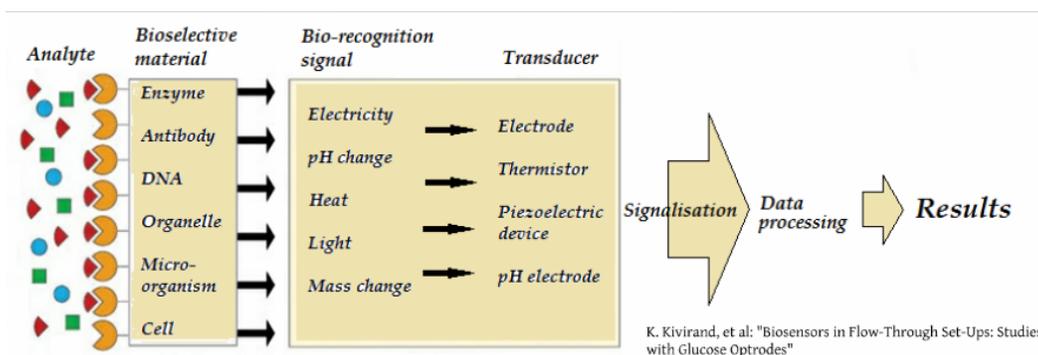


Figura 30. Mecanismo de determinación de As con biosensores

Mediante este tipo de dispositivos microelectrónicos se han podido obtener datos exactos, con buena reproducibilidad y elevados niveles de sensibilidad; el método permite además obtener resultados a bajo coste, y por tanto realizar muchas medidas en tiempos cortos.

La clave para que un biosensor pueda funcionar con éxito está en que su actividad celular sea suficientemente sensible a la presencia de un determinado contaminante (o tóxico a evaluar) en la muestra a analizar, pero que no se vea afectado (insensible) por las

características fisicoquímicas generales de dicho medio (Orellana *et al.*, 2010; Valenzuela 2010).

En la actualidad existen multitud de biosensores en los cuales se combinan la amplia diversidad de componentes biológicos (enzimas, ácidos nucleicos, receptores celulares, anticuerpos y células intactas) con los diferentes tipos de transductores (electroquímicos, ópticos, piezoeléctricos, termométricos). Presentan múltiples aplicaciones tanto en sanidad (análisis clínico), alimentación (tecnología de alimentos), vigilancia del medio ambiente (contaminantes), defensa y seguridad (Ming-Hung, 2008).

## 7.7 Voltamperometría

Las técnicas electroquímicas se adaptan muy bien para la determinación de arsénico en muestras líquidas, cual es el caso particular del agua en todos sus tipos. Dentro de estas técnicas cabe mencionar las Técnicas Polarográficas, Voltametrías Catódicas y Anódicas (Melamed, 2005; Hung *et al.*, 2004).

La voltamperometría comprende un amplio grupo de técnicas electroquímicas. Estas técnicas se pueden utilizar por el estudio de la composición de una solución, mediante las relaciones corriente-potencial obtenidas de una celda electroquímica, y con la respuesta corriente-tiempo a potencial controlado de un electrodo.

En el análisis voltamperométrico se mide la intensidad de corriente que atraviesa un electrodo por aplicación de una diferencia de potencial. Las diferentes técnicas voltamperométricas se distinguen, esencialmente, por la diferente forma de variación del potencial aplicado con el objetivo de disminuir los límites de detección (Litter *et al.*, 2009). Entre la gran variedad de técnicas voltamétricas, las más utilizadas en la cuantificación de arsénico son la voltamperometría de redisolución anódica y catódica (Cavicchioli *et al.*, 2004; Hung *et al.*, 2004).

El análisis voltamétrico con una fase de preconcentración surge, así, como una excelente alternativa en términos de técnicas instrumentales para la determinación de cationes metálicos en trazas en estudios ambientales o de control de aguas naturales y de consumo – conjuntamente con una característica extremadamente ventajosa para este tipo de estudios, que es poder discriminar directamente el estado de oxidación en que se encuentran las especies. La fase de preconcentración permite, así, aumentar el límite de detección al mismo tiempo que elimina de sobremanera el efecto de la matriz; incluso, después de la fase de preconcentración es posible cambiar la solución de la celda por otra que se considere más conveniente para proceder a la redisolución de la especie en análisis).

### 7.7.1 Voltamperometría de redisolución anódica (ASV)

La voltamperometría de redisolución anódica es el método más común para la determinación de arsénico a nivel de trazas en medio acuoso.

### 7.7.2 Voltamperometría de redisolución catódica (CSV)

La voltamperometría de redisolución catódica ha sido utilizada clásicamente para la determinación de aniones.

## 7.8 Recomendaciones (Organización Mundial de la Salud).

A continuación, se resume la clasificación cualitativa de diversos métodos analíticos, de acuerdo con las Guías para la calidad del agua potable (recurso electrónico) de la Organización Mundial de la Salud, Tercera Edición (2006).

En la Figura 31 se muestra la clasificación cualitativa de métodos analíticos para sustancias inorgánicas, ordenados en función de su grado de complejidad técnica. La Figura 32 muestra una clasificación semejante de métodos de análisis de sustancias orgánicas. Se establecen clasificaciones diferentes para los dos tipos de sustancias porque los métodos analíticos utilizados son muy diferentes. Se asigna una categoría mayor en la clasificación a los procesos más complejos, ya sea por los instrumentos utilizados, por la operación de los mismos, o por ambos motivos.

En general, cuanto mayor es la categoría del método mayores son los costos totales asociados. En las Figuras 33 y 34 se indica la capacidad de detección analítica de los valores de referencia de diferentes sustancias químicas teniendo en cuenta los límites de detección de diferentes métodos analíticos. Existen numerosos tipos de equipos de análisis de campo que se utilizan para examinar la conformidad de la calidad del agua de consumo y en actividades de monitoreo operativo. Aunque los equipos de análisis de campo suelen ser relativamente baratos, su exactitud analítica es generalmente menor que la de los métodos indicados en las Figuras 31 y 32. Es, por consiguiente, necesario comprobar la validez del equipo de análisis de campo antes de utilizarlo.

Categoría	Ejemplos de métodos analíticos
1	Método volumétrico, método colorimétrico
2	Método electrolítico
3	Cromatografía iónica
4	Cromatografía líquida de alta resolución (HPLC, del inglés « <i>high-performance liquid chromatography</i> »)
5	Espectrometría de absorción atómica de llama (FAAS, del inglés « <i>flame atomic absorption spectrometry</i> »)
6	Espectrometría de absorción atómica electrotrémica (EAAS, del inglés « <i>electrothermal atomic absorption spectrometry</i> »)
7	Espectrometría de emisión atómica con fuente de plasma acoplado por inducción (ICP/AES, del inglés « <i>inductively coupled plasma/atomic emission spectrometry</i> »)
8	Espectrometría de masas con fuente de plasma acoplado por inducción (ICP/MS, del inglés « <i>inductively coupled plasma/ mass spectrometry</i> »)

Figura 31. Clasificación de métodos analíticos para sustancias inorgánicas en función de su complejidad

Categoría	Ejemplos de métodos analíticos
1	HPLC
2	Cromatografía de gases (GC, del inglés « <i>gas chromatography</i> »)
3	Cromatografía de gases acoplada con espectrometría de masas (GC/MS, del inglés « <i>gas chromatography/mass spectrometry</i> »)
4	Cromatografía de gases separados en la cabeza de la columna acoplada con espectrometría de masas (en inglés « <i>headspace GC/MS</i> »)
5	Cromatografía de gases obtenidos mediante purga y atrapamiento (en inglés « <i>purge-and-trap GC</i> ») Cromatografía de gases obtenidos mediante purga y atrapamiento acoplada con espectrometría de masas (en inglés « <i>purge-and-trap GC/MS</i> »)

Figura 32. Clasificación de métodos analíticos para sustancias orgánicas en función de su complejidad

	Métodos de campo			Métodos de laboratorio			
	Col.	Abs.	IC	FAAS	EAAS	ICP	ICP/MS
<b>Sustancias químicas de origen natural</b>							
Arsénico		#		+(H)	++ <sup>1</sup> +++(H)	++(H)	+++
Bario				+	+++	+++	+++
Boro		++				++	+++
Cromo		#		+	+++	+++	+++
Fluoruro	#	+	++				
Manganeso	+	++		++	+++	+++	+++
Molibdeno					+	+++	+++
Selenio		#		#	+++ <sup>(H)</sup>	++ <sup>(H)</sup>	+
Uranio						+	+++
<b>Sustancias químicas de fuentes industriales y núcleos habitados</b>							
Cadmio		#			++	++	+++
Cianuro	#	+	+				
Mercurio					+		
<b>Sustancias químicas de actividades agropecuarias</b>							
Nitrato/nitrito	+++	+++	#				
<b>Sustancias químicas usadas en el tratamiento del agua de consumo o materiales en contacto con el agua</b>							
Antimonio				#	++(H)	++(H)	+++
Cobre	#	+++		+++	+++	+++	+++
Plomo		#			+	+	++
Níquel		+		#	+	+++	++

<sup>a</sup> Consulte las definiciones y notas del cuadro 8.10 aplicables al cuadro 8.6.

Figura 33. Capacidad de detección analítica de sustancias inorgánicas para las que se han establecido valores de referencia, por tipo de fuente

<b>Método</b>	<b>Límite de detección</b>
Gutzeit mejorado*	0,5 µg/l
Dietilditiocarbamato de plata	5 µg/l
Azul de molibdeno*	1 – 15 µg/l
Generación de hidruros-AAS**	0,1 µg/l
Generación de hidruros-ICP-OES**	0,1 µg/l
ETAAS**	0,5 µg/l
ICP-MS**	0,03 µg/l
Fluorescencia de rayos X (preconcentración sobre sustrato sólido)*	50 µg/l
Voltametría Anódica*	0,05 – 0,5 µg/l
Electroforésis Capilar (detección UV indirecta)*	1 µg/l

\* (Melamed, 2005); \*\* (Hung et al., 2004)

Figura 34. Límites de detección de arsénico establecidos de acuerdo a la técnica de determinación.

## 8 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Ahmed K., Bhattacharya, P., Hasan M., Akhter, S., Alam, S.M., Bhuyian, M.A., Imam, M.B., Khan & A., Sracek. 2004. Arsenic enrichment in groundwater of the alluvial aquifers in Bangladesh: an overview. *Applied Geochemistry* 19:181-200.

Aptel, P. and C.A. Buckley (1996). "Categories of Membrane Operations," Chapter in *Water Treatment Membrane Processes*, McGraw Hill, 1996. American Water Works Research Foundation, Lyonnaise des Eaux, Water Research Commission of South Africa, 1996.

Armienta M.A., Rodríguez C.R., Ongley L.K., Brust H., Morales F., Aguayo A., Cruz O., Ceniceros N. *Origin and fate of arsenic in a historic mining area of Mexico in Arsenic in Soil and Groundwater Environment Biogeochemical Interactions Health Effects and Remediation*. Elsevier, Amsterdam, 2007.

AWWARF (1998). *Arsenic Treatability Options and Evaluation of Residuals Management Issues*, Amy, G.L., M. Edwards, M. Benjamin, K. Carlson, J. Chwirka, P. Brandhuber, L. McNeill and F. Vagliasindi, Draft Report, April 1998.

AWWARF American Water Works Association Research Foundation (1991), *Mixing In Coagulation and Flocculation*, Editado por Appiah Amirtharajah, Mark M. Clark & R. Rhodes Trussell, USA, pp. 426.

Azcué, J.M., Nriagu, J.O., 1995. Impact of abandoned mine tailings on the arsenic concentrations in Moira Lake, Ontario. *J. Geochem. Explor.*, 52, 81. 89.

Baur, W.H., Onishi, B.M.H. 1969. Arsenic. In: Wedepohl, K.H. (Ed.). *Handbook of Geochemistry*. Springer-Verlag, Berlin, pp. 33-A-1-33-0-5.

Bellona, C. and J. Drewes (2005). "The role of membrane surface charge and solute physico-chemical properties in the rejection of organic acids by NF membranes". *Journal of Membrane Sciences*, Volume 249, pp 227-234.

BGS y DPHE 2001. Arsenic contamination of groundwater in Bangladesh. In: Kinniburgh D.G., Smedley P. L. (ed.) Volume 1: Summary. BGS Technical Report WCT/00/19, British Geological Survey.

Boyle D.R., Turner RJW., Hall G.E.M. 1998. Anomalous arsenic concentrations in groundwaters of an island community, Bowen Island, British Columbia. *Environ Geochem and Health*, 20, 199-212.

Boyle, R. W., JONasson, I. R. 1973. The geochemistry of arsenic and its use as an indicator element in geochemical prospecting. *J. Geochem. Explor.* 2, 251-296.

Bundschuh Jochen, Pérez Carrera Alejo y Litter Marta, 2008. Distribución del arsénico en las regiones Ibérica e Iberoamericana. *IBEROARSEN.*. Editado por CYTED. Argentina.

Bundschuh Jochen y Litter Marta, 2010. Situación del arsénico en la región Ibérica e Iberoamericana. Posibles acciones articuladas e integradas para el abatimiento del arsénico en zonas aisladas. *IBEROARSEN.*. Editado por CYTED. Argentina.

Cacéres, L., Gruttner, E., Contreras, R. 1992. Water recycling in arid regions-Chilean case. *Ambio*, 21, 138-144.

Colín-Torres, C.G. 2013. Concentraciones urinarias de arsénico en habitantes de la cuenca hidrográfica de San Juan de los Planes BCS. Tesis de Maestría. La Paz, Baja California Sur, México, Universidad Nacional Autónoma de México. 110 p.

CONAGUA. 1999. Estudio de la simulación hidrodinámica de los acuíferos de la Comarca Lagunera, Coahuila y Durango y de la Cuenca Alta del Rio Aguanaval, Zac. Tomo 1: Acuífero de la Comarca Lagunera, Coahuila y Durango. (Volume 1: Study on the Hydrodynamic Simulation of Comarca Lagunera Aquifer, Coahuila and Durango States). Comisión Nacional del Agua.

Drobná, Z., Waters, S.B., Devesa, V., Harmon, A.W., Thomas, D.J. & Styblo, M. 2005. Metabolism and toxicity of arsenic in human urothelial cells expressing rat arsenic (+3 oxidation state)-methyltransferase. *Toxicology and Applied Pharmacology*. 207(2): 147-159.

Eawag (2015). *Geogenic Contamination Handbook – Addressing Arsenic and Fluoride in Drinking Water*. C. A. Johnson, A. Bretzler (Eds.), Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag), Dübendorf, Switzerland.

Edmunds, W. M., Cook, J.M., Kinniburgh, D. G., Miles, D.L., Trafford, J. M. 1989. Trace-element. Occurrence in British Groundwaters. Res. Report SD/89/3, British Geological Survey, Keyworth.

Farahbakhsh K., Svrcek C., Guest R. K., Smith D. W. (2004) A review of the impact of chemical pretreatment on low-pressure water treatment membranes, *Journal of Environmental Engineering and Science*, 3, 237-253.

Ghurye G., Clifford D., Tripp A. (2004) Iron coagulation and direct microfiltration to remove arsenic from groundwater, Jour. AWWA, 96:4, 143-152.

Gorby, M. S. 1988. Arsenic poisoning (Clinical Conference) West Journal Medical. Albuquerque, N.M. 149, 308-315.

Hamdi, M., Sanchez, M.A., Beene, L.C., Liu, O., Landfear, S.M., Rosen, B.P. & Liu, Z. 2009. Arsenic transport by zebrafish aquaglycoporins. BMC Molecular Biology. 10:104.

Heck, J.E., Andrews, A.S., Onega, T., Rigas, J.R., Jackson, B.P., Karagas, M.R. & Duell, E.J. 2009. Lung cancer in a U.S. population with low to moderate arsenic exposure. Environmental Health Perspectives. 117(11): 1718-1723.

Javier Lilo, 2007. Peligros geoquímicos: arsénico de origen natural en las aguas. Grupo de Estudios de Minería y Medio Ambiente (GEMM). Textos y cursos on-line. <http://www.aulados.net/GEMM/GEMM.html>

Jiménez Cisneros Blanca (2005). La contaminación ambiental en México, causas efectos y tecnología apropiada. Editorial Limusa. México.

Judd S. J., Hillis P. (2001) Optimisation of combined coagulation and microfiltration for water treatment, Water Research, Vol. 35, No.12, 2895-2904.

Ku, Y. Lee, P.L. and W.Y. Wang (2005) "Removal of acidic dyestuffs in aqueous solution by nanofiltration". Journal of Membrane Science, Volume 250, pp 159-165.

Liu, J. & Waalkes, M.P. 2008. Liver is a target of arsenic carcinogenesis. Toxicological Sciences. 105(1): 24-32.

Lui, C, Lin, K. & Kuo, Y. 2003. Application of factor analysis in the assessment of groundwater quality in a blackfoot disease area in Taiwan. Science of Total Environment 313:77-89.

Maest, A. S., Pasilis, S. P., Miller, L. G., Nordstrom, D.K. 1992. Redox geochemistry of arsenic and iron in Mono Lake, California, USA. In: Kharaka, Y.K., Maest, A.S. (Eds.), Proc. 7th Internat. Symp. Water-Rock Interaction. A.A. Balkema, Rotterdam, pp. 507-511.

Malcolm Pirnie, Inc. (1992). Arsenic Removal Pilot-Scale Studies, Prepared for USEPA Office of Ground Water and Drinking Water.

Maurel, A. (1993). "Techniques séparatives à membranes. Osmose inverse, nanofiltration, ultrafiltration, microfiltration tangentielle". Techniques de l'ingénieur. Génie des procédés, vol. J3, NoJ2790, pp. J2790.1-J2790.

Martínez y Gasquez, 2005. Determinación de arsénico en aguas: diferentes técnicas y metodologías. II Seminario Hispano-Latinoamericano sobre temas actuales de hidrología subterránea; IV Congreso Hidrogeológico Argentino. Río Cuarto Argentina.

McCarty, K.M., Chen, Y.C., Quamruzzaaman, Q., Rahman, M., Mahiuddin, G., Hsueh, Y.M., Su, L., Smith, T., Ryan, L. & Christiani, D.C. 2007. Arsenic methylation, GSTT1, GSTM1, GSTP1 polymorphisms, and skin lesion. *Environmental Health Perspectives*. 115(3): 341-345.

Navarro, M., Sánchez, M., López, H., López, M. C., 1993. Arsenic contamination levels in waters, soils, and sludges in southeast Spain. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 50, 356-362.

Nimick, d.A., Moore, J.N., Dalby, C.E., Savka, M. W., 1998. The fate of geothermal arsenic in the Madison and Misourri Rivers, Montana and Wyoming. *Water Resour. Res.* 34, 3051-3067.

Nordstrom, D.K., Alpers, C.N., 1999. Negative pH, efflorescent mineralogy, and consequences for environmental restoration at the Iron Mountain Superfund Site, California. *Proc. Nat. Acac. Sci., USA*, 96, 3455-3462.

Ortiz, D., Castro, L., Turrubiarres, F., Milan, J., Díaz-Barriga, F., 1998, Assessment of exposure to fluoride from drinking water in Durango, México, using a geographic information system: *Fluoride*, 31(4), 183-187.

Oyarzun, R., Lillo, J., Higuera, P., Oyarzún, J., Maturana, H., 2004. Strong arsenic enrichment in sediments from the Elqui watershed, northern Chile: industrial (gold mining at El Indio-Tambo district) versus geologic processes. *J. Geochem. Explor.* In press.

Peters, S.C. & Blum, J.D. 2003. The source and transport of arsenic in a bedrock aquifer, New Hampshire, USA *Applied Geochemistry* 18:1773-1787.

Pichler, T., Veizer, J., Hall, G.E.M., 199. Natural input of arsenic into a coral reef ecosystem by hydrothermal fluids and its removal by Fe(III) oxyhydroxide. *Environ. Sci. Technol.* 33, 1373-1378.

Plan Nacional Hídrico (PNH), Plan Nacional de Desarrollo 2013-2018, 2013. Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. Comisión Nacional del Agua.

Ratnaike, R. 2003. Acute and chronic arsenic toxicity. *Postgraduate Medical Journal*. 79(933): 391-396.

Rosen, B.P. & Liu, Z. 2009. Transport pathways for arsenic and selenium: A minireview. *Environment international*. 35(3): 512-515.

Sarabia, M.F., 1989, Contenido de fluoruros en el agua de consumo y sus efectos en el tejido dental, San Luis Potosí, México: México, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Tesis de Maestría, 187 pp.

Saitúa H., Campderrós M., Cerruti S. and Padilla A. P., (2005). "Effect of operating conditions in removal of arsenic from water by nanofiltration membrane". *Desalination*, Volume 172, pp 173-180

Sato, Y., Kang, M., Karnei, T. and Magara Y. (2002). Performance of Nanofiltration for Arsenic Removal. *Water Research*, Volume 36, pp 3371-3377.

Scott, K. and R. Hughes (1996). *Industrial Membrane Separation Technology*. First ed., Chapman & Hall. ISBN 0 7514 0338 5.

Smedley, P. L., Edmunds, W.M., Pelig-Ba, K.B., 1996. Mobility of arsenic in groundwater in the Obuasi area of Ghana. In: Appleton, J.D., Fufe, R., McCall, G. J. H. (Eds.). *Environ Geochem. And Health, Geol. Soc. Spec. Publ. 113*. Geological Society, London, pp. 163-181.

Smedley, P.L. 2003. Arsenic occurrence in Mexican groundwater: towards a better understanding and mitigation. Report OMM/PROMA No. 17 for the World Meteorological Organisation & CONAGUA.

Smedley, P.L. & Kinniburgh, D.G. 2002. A review of the source, behavior and distribution of arsenic in natural waters. *Applied Geochemistry*, 17: 517-568

Soto E. 2004. Remoción de Metales pesados en aguas residuales mediante agentes químicos. Departamento de ingeniería química de la facultad de Ciencias Químicas, UANL. Abril-junio Vol. VII, No 23. 2004.

Soto, P., Lara, F. Portillo, L., Cianca, A. 2004. An overview of arsenic's groundwater occurrence in México, enXXXIII International Groundwater Congress of the International Association of Hydrogeologists (IAH), Zacatecas, México.

States, J.C., Srivastava, S., Chen, Y. & Barchowskys, A. 2009. Arsenic and cardiovascular disease. *Toxicological Sciences*. 107(2): 312-323.

Tchobanoglous, G.; L. Burton, F.; D.Stensel, H., (2003). Wastewater engineering: treatment and reuse, fourth ed., Mc Graw Hill New York, USA

Thanuttamavong, M. Yamamoto, K. Ik Oh, Ho Choo, K. J. and June Choi, S. (2002). "Rejection characteristics of organic and inorganic pollutants by ultra low-pressure nanofiltration of surface water for drinking water treatment". Desalination, Volume 145, pp 257-264

Thomas , D.J., Li, J., Waters, S.B., Xing, W., Adair, B.M., Drobná, Z., Deversa, V. & Styblo, M. 2007. Arsenic (+3 oxidation state) methyltransferase and the methylation of arsenicals. Experimental Biology and Medicine. 232(1): 3-13.

Uddin T., Mozumder S. I., Figoli A., Islam A. and Drioli E., Arsenic Removal by conventional and membrane technology: an overview, Indian Journal of Chemical Technology, Vol 14, September 2007, pp 441-450.

Urase T., Oh J. and Yamamoto K., Desalination, 117 (2000) 265.

Van de Bruggen, B. and C Vandecasteele (2003). "Removal of pollutants from surface water and groundwater by nanofiltration: overview of possible applications in the drinking water industry" Environmental Pollution, 122, 435-445.

Vrijenhoek, E.M. and J.J. Waypa (2000). "Arsenic Removal from Drinking Water by a 'Loose' Nanofiltration Membrane," Desalination 130 (2000) 265-277.

Wang, K.Y. and T.S. Shung Chung (2005). "The characterization of flat composite nanofiltration membranes and their applications in the separation of Cephalexin". Journal of membrane Sciences, Volume 247, pp 37-50.

Welch, a.H., Westjohn, D.B., Helsel, D.R., Wanty, R.B., 2000. Arsenic in ground water of the United States: occurrence and geochemistry. Ground Water 38,589. 604.

Cullen, W. R., Reimer, K.J., 1989. Arsenic speciation in the environment. Chem. Rev., 89, 713-764.